

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CAMPUS DE AQUIDAUANA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

LARISSA DO CARMO PIRES

**AVALIAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE ESTOQUE E SEQUESTRO
DE CARBONO NO PANTANAL DE AQUIDAUANA-MS**

AQUIDAUANA/MS

2024

LARISSA DO CARMO PIRES

**AVALIAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE ESTOQUE E SEQUESTRO DE
CARBONO NO PANTANAL DE AQUIDAUANA-MS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação
Stricto Sensu em Geografia, como exigência para curso de
Mestrado em Geografia do Campus de Aquidauana da
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, sob
orientação do Profº. Dr. Vitor Matheus Bacani.
Coorientador: Dr. Elias Rodrigues da Cunha.

**AQUIDAUANA-MS
2024**

FOLHA DE APROVAÇÃO

LARISSA DO CARMO PIRES

AVALIAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DE ESTOQUE E SEQUESTRO DE CARBONO NO PANTANAL DE AQUIDAUANA-MS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação
Stricto Sensu em Geografia, como exigência para curso de
Mestrado em Geografia do Campus de Aquidauana da
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, sob
orientação do Profº. Dr. Vitor Matheus Bacani.
Coorientador: Dr. Elias Rodrigues da Cunha.

Resultado: _____

Aquidauana, MS, __ de _____ de 2024.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Vitor Matheus Bacani
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. César Gustavo da Rocha Lima
Universidade Estadual Paulista

Prof. Dr. Emerson Figueiredo Leite
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

DEDICATÓRIA

*Aos meus pais Edmundo e Nancy
por todo amor e apoio em todas as minhas decisões
de vida e a todos que sempre torceram por mim.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela vida, saúde, paciência e toda sabedoria divina.

Agradeço aos meus pais, Edmundo e Nancy por todo carinho, amor e suporte em todas as fases da minha vida.

Agradeço a minha amada Karoline, por toda dedicação e por estar sempre ao meu lado em todos os momentos em que precisei.

Aos amigos que sempre estiveram presentes de alguma maneira, seja com uma palavra de incentivo, ajuda com material de estudo, ou simplesmente pela presença insubstituível, Evelyne (Eve), Raíza, Maike, Éverton, Aíla, Melody, Leandro Félix.

Aos Meus orientadores, Prof. Dr. Vitor Bacani pela sua vasta sabedoria, experiência, paciência e sempre disposto a ajudar. Ao Dr. Elias Rodrigues, pela paciência, sabedoria e disponibilidade sempre que precisei de auxílio tanto na parte tecnológica quanto no campo.

A família Arater, pela compreensão da minha jornada acadêmica e flexibilidade dos meus horários sempre que precisei e pela oportunidade de trabalho e conhecimento ao longo desses anos. Aos meus amigos de trabalho Anderson, Daniel, Thatiana, Thiago, sem os quais, não seria leve minha trajetória até aqui. Ao meu líder Rafael pelas oportunidades e paciência.

Aos professores do Programa de Pós Graduação de Geografia CPAQ.

Em especial, ao Professor Dr. César Gustavo da Rocha Lima pela ajuda em relação as geoestatísticas da pesquisa.

À Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campus de Aquidauana E FAENG que foram importantes para minha jornada durante esse tempo.

Ao Professor Dr. Antônio Paranhos pela oportunidade de estágio durante esse processo.

À Universidade Estadual Paulista – Campus de Ilha solteira por nos ajudar com a parte laboratorial de análise de solos.

Ao colega Naelmo Oliveira, por sua disponibilidade em ajudar na coleta de solos no Pantanal e a todos aqueles que de alguma maneira tiveram uma participação para que este trabalho pudesse ser concluído.

RESUMO

O Pantanal brasileiro destaca-se como uma das maiores planícies inundáveis globais, cuja dinâmica é profundamente influenciada pelas flutuações sazonais entre os períodos de cheias e secas. Este ecossistema singular é amplamente reconhecido internacionalmente por suas características distintas podendo oferecer uma série de serviços ecossistêmicos notáveis. Este estudo tem como objetivo geral avaliar os serviços ecossistêmicos relacionados ao estoque e sequestro de carbono no Pantanal de Aquidauana, MS sendo o manejo sustentável desses recursos é fundamental para alcançar metas relacionadas a ODS, como o ODS 13 (Ação contra a mudança global do clima), ODS 15 (Vida terrestre) e ODS 14 (Vida na água). Para isso, serão utilizadas as cadeias de Markov, análise multicritério e o modelo InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), abrangendo os anos de 2000, 2010 e 2017. Além disso, serão realizadas simulações de cenários futuros para os anos de 2030 e 2050, com a finalidade de associar uma estimativa de valor econômico potencial aos benefícios gerados pelos serviços ecossistêmicos gerados pelos sumidouros de carbono. Os procedimentos metodológicos foram fundamentados na utilização de dados secundários do projeto MapBiomas, coleção 6. O método do Processo Analítico Hierárquico (AHP) foi combinado com o modelo CA Markov (Cadeia de Markov e Autômatos Celulares) para realizar a simulação do cenário de uso da terra e cobertura vegetal futura. A avaliação do estoque e sequestro de carbono foi calculada utilizando-se o modelo InVEST. Esse cálculo foi realizado por meio da consideração dos valores de reservatórios de carbono (biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo, carbono no solo e matéria orgânica morta), os quais foram combinados com os tipos de uso da terra e cobertura vegetal da área de estudo. Os valores totais do estoque e sequestro de carbono na área do Pantanal de Aquidauana apontam para uma tendência de aumento das emissões no futuro. Em 2000 e 2050, observaram-se os maiores e menores estoques de carbono, respectivamente, com 33.066.780,63 MgCO₂/ha e 26.194.293,27MgCO₂/ha. Além disso, foi identificado um sequestro com perda de -2.580.994,179 MgCO₂/ha até o ano de 2017, com uma tendência a diminuir as emissões ao longo dos anos. Em relação à valoração gerada por esse serviço ambiental, observou-se uma perda de US\$ 26,015 milhões entre os anos de 2000 e 2010, seguida por US\$ 46,989 milhões entre 2010 e 2017. Os prejuízos monetários projetados para os anos de 2017 a 2030 e 2030 a 2050 foram, respectivamente, de US\$ 61,931 milhões e US\$ 33,176 milhões. Esses números destacam a importância de estratégias eficazes de manejo e conservação para mitigar os impactos ambientais e promover um equilíbrio sustentável na região.

Palavra chave: Pantanal de Aquidauana. Mapabiomas. Sequestro de carbono. Serviços Ecossistêmicos. Cadeia de Markov-Autômatos Celulares.

ABSTRACT

The Brazilian Pantanal stands out as one of the largest global floodplains, whose dynamics are profoundly influenced by seasonal fluctuations between periods of floods and droughts. This unique ecosystem is widely recognized internationally for its distinct characteristics and can offer a series of notable ecosystem services. This study has the general objective of evaluating ecosystem services related to carbon stock and sequestration in the Pantanal of Aquidauana, MS, with sustainable management of these resources being fundamental to achieving goals related to SDGs, such as SDG 13 (Action against global climate change), SDG 15 (Life on land) and SDG 14 (Life in water). In addition, simulations of future scenarios will be carried out for the years 2030 and 2050, with the purpose of associating an estimate of potential economic value with the benefits generated by the ecosystem services generated by carbon sinks. The methodological procedures were based on the use of secondary data from the MapBiomass project, collection 6. The Hierarchical Analytical Process (AHP) method was combined with the CA Markov model (Markov Chain and Cellular Automata) to simulate the usage scenario of the land and future vegetation cover. The assessment of carbon stock and sequestration was calculated using the InVEST model. This calculation was carried out by considering the values of carbon reservoirs (above-ground biomass, below-ground biomass, soil carbon and dead organic matter), which were combined with the types of land use and vegetation cover of the area. of study. The total values of carbon stock and sequestration in the Aquidauana Pantanal area point to a trend of increasing emissions in the future. In 2000 and 2050, the highest and lowest carbon stocks were observed, respectively, with 33.066.780,63 MgCO₂/ha and 26.194.293,27 MgCO₂/ha. Furthermore, a sequestration was identified with a loss of -2.580.994,179 MgCO₂/ha until 2017, with a tendency to reduce emissions over the years. In relation to the valuation generated by this environmental service, a loss of US\$ 26.015 million was observed between the years 2000 and 2010, followed by US\$ 46.989 million between 2010 and 2017. The monetary losses projected for the years 2017 to 2030 and 2030 to 2050 were, respectively, US\$61.931 million and US\$33.176 million. These numbers highlight the importance of effective management and conservation strategies to mitigate environmental impacts and promote a sustainable balance in the region.

Keywords: Pantanal de Aquidauana, MapBiomass, Carbon Sequestration, Ecosystem Services, Markov Chain-Cellular Automata.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -Ligações entre os Serviços de Ecossistemas e Bem-estar Humano-----	21
Figura 2 -Método de produção de mapas de uso e ocupação pela plataforma Mapbiomas. --	24
Figura 3 - Componentes para aplicação do autômato celular. -----	28
Figura 4 - Ciclo do Carbono -----	31
Figura 5- Localização do Pantanal de Aquidauana-MS -----	33
Figura 6 - Solos do Pantanal de Aquidauana. -----	35
Figura 7 - Mapa de Clima do Pantanal de Aquidauana. -----	37
Figura 8 - Mapa geomorfológico do Pantanal de Aquidauana.-----	39
Figura 9 - Mapa de mapa da cobertura vegetal e do uso da terra para o Pantanal de Aquidauana (IBGE, 2023).-----	40
Figura 10 - Ranking de efetivo do Rebanho em cabeças em Mato Grosso do Sul -----	41
Figura 11 - Ranking de Bovinhos por município em Mato Grosso do Sul por efetivo rebanho -----	42
Figura 12 - Fluxograma metodológico da modelagem dinâmica.-----	46
Figura 13- Agentes modificadores para mudanças nas forças motrizes: (a) área de transição formação florestal/savânica para pastagem; (b) Área de transição formação campestre para pastagem; (c) Focos de incêndios; (d) Vias de acesso. -----	49
Figura 14 - Agentes modificadores classificados pelo método fuзо linear para mudanças nas forças motrizes: (a) área de transição formação florestal/savânica para pastagem; (b) Área de transição formação campestre para pastagem; (c) Focos de incêndios; (d) Vias de acesso ---	50
Figura 15 - Representação das formas de estoque de carbono.-----	54
Figura 16 - Pontos coletados para carbono orgânico no Pantanal de Aquidauana. -----	55
Figura 17 - Amostras de solos em (a) áreas de vegetação arbórea e (b) áreas de pastagem. --	55
Figura 18 - Mapa de pontos amostrais interpolados por krigagem para o Pantanal de Aquidauana.-----	57
Figura 19 - Comparação do mapa simulado e o mapa de referência -----	59
Figura 20 - Evolução espaço-temporal do uso da terra e cobertura vegetal do Pantanal de Aquidauana.-----	60
Figura 21 - A) vegetação da formação florestal/savânica, B) formação campestre no Pantanal de Aquidauana. -----	63
Figura 22 - Pastagem plantada no Pantanal de Aquidauana. -----	64
Figura 23 - Campo alagado e água no Pantanal de Aquidauana.-----	65

Figura 24 - Carbono total armazenado no Pantanal de Aquidauana nos anos de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050.-----	66
Figura 25 - Evolução espaço-temporal de sequestro de carbono no Pantanal de Aquidauana para os anos de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050. -----	71
Figura 26 - Valor Presente Líquido (\$) para os anos de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050.-----	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação dos serviços ecossistêmicos segundo a Avaliação do Milênio.	20
Tabela 2 - Matriz de comparação pareada dos fatores: transição floresta para pastagem, campestre para pastagem, focos de incêndio e estradas.	51
Tabela 3 -Conjunto de critérios (fatores e restrições) utilizados nos mapas de adequação e peso dos indicadores de avaliação dos resultados de julgamento dos pesquisadores na AHP.	52
Tabela 4 - Teor de carbono atribuído aos compartimentos de armazenamento de carbono, segundo as classes de uso da terra e cobertura vegetal.....	58
Tabela 5 - Quantificação de áreas por classe temática de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050.....	61
Tabela 6 – Carbono total armazenado nos usos da terra e cobertura vegetal de 2000,2010,2017, 2030 e 2050.	67
Tabela 7 - Quantificação do sequestro de carbono no Pantanal de Aquidauana para os anos de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050.	71
Tabela 8 - Valor presente líquido em US\$ por classe no Pantanal de Aquidauana.	73

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 -classe de solos e suas características no Pantanal de Aquidauana.	35
Quadro 2 - Regras gerais de prevalência para integração de biomas e transversalidade de mapas temáticos (coleção 6).	44
Quadro 3 - classes temáticas uso da terra e cobertura vegetal.....	47
Quadro 4 - Qualificação de acordo com o Índice Kappa	53

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - 5 (cinco) classes temáticas mapeadas de uso da terra e cobertura vegetal. 61

LISTA DE SIGLAS

AEM - Avaliação Ecológica do Milênio

AHP - *Analytic Hierarchy Process*

BAP - Bacia do Alto Paraguai

CAR - Cadastro Ambiental Rural

CICES - *Common International Classification for Ecosystem Services*

CNUC - Cadastro Nacional de Unidades de Conservação

CO₂ - Dióxido de carbono

CSC - Custo Social do Carbono

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FAO – *Food and Agriculture Organization*

FMF - *Fuzzy Membership Functions*

FUNAI - Fundação Nacional dos Povos Indígenas

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IMASUL - Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul

INCRA - Instituto nacional da Colonização e Reforma Agrária

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

InVEST - *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*

IPCC - *Intergovernmental Panel on Climate Change*

LCM - *Land Change Modeller*

MCE - *Multi-Criteria Evaluation*

MEA - *Millennium Ecosystem Assessment*

ONU – Organização das Nações Unidas

PIN/MS - Portal de Informação e Geoposicionamento de MS

SE – Serviços ecossistêmicos

SIGEF - Sistema de Gestão Fundiária

SINAFLO - Sistema Nacional de Controle da Origem dos Produtos Florestais

SISLA – Sistema Interativo de Suporte ao Licenciamento Ambiental

TVI - *Temporal Visual Inspection*

UNESP - Universidade Estadual Paulista

VPL - Valor Presente Líquido

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS.....	17
2.1. Objetivo Geral.....	17
2.2. Objetivos Específicos	17
3. REFERENCIAL TEÓRICO-METODOLÓGICO	18
3.1 Tipologias dos Serviços Ecossistêmicos.....	18
3.2 Classificação dos serviços ecossistêmicos.....	19
3.3. Uso e cobertura da terra	23
3.4 Mapbiomas.....	24
3.5 Modelagem dinâmica espacial.....	25
3.6 Cadeias de Markov, autômato celulares e Método AHP - Processo Analítico Hierárquico (<i>Analytic Hierarchy Process</i>).....	26
3.7 Carbono como serviço ecossistêmico	29
3.8 Ciclo do carbono	30
3.9 Sequestro de Carbono	31
4.0 METODOLOGIA.....	33
4.1 Caracterização da Área de Estudo	33
4.1.1. Solos.....	34
4.1.2. Clima	36
4.1.3 Geomorfologia	37
4.1.4 Vegetação	39
4.1.5 Aspectos Socioeconômicos	41
4.2 Procedimentos metodológicos	43
4.2.1 Caracterização das Classes para o Mapeamento	43
4.2.2 Modelagem Preditiva de uso da terra e cobertura vegetal	45
4.2.3 Agentes modificadores	47
4.2.4 Método AHP e Análise Multicritério	51
4.2.5 Calibração do Modelo	52
4.2.6 Modelagem de estoque e sequestro de carbono no inVEST	53
4.2.7. Matéria Orgânica do Solo	54
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1. Validação do Modelo CA-MARKOV	59

5.2. Análise das mudanças no uso da terra e cobertura vegetal no Pantanal de Aquidauana	60
5.3 Análise de estoque carbono no Pantanal de Aquidauana.....	66
5.4 Análise de Sequestro de Carbono no Pantanal de Aquidauana	70
5.5 Valoração do Carbono no Pantanal de Aquidauana	72
6. CONCLUSÃO	79
7. REFERÊNCIAS	81

1. INTRODUÇÃO

O conceito de Ecossistema refere-se a uma ideia dominante e organizadora no desenvolvimento da ecologia (GOLLEY, 1993). Ele é compreendido como um sistema no qual organismos e fatores ambientais interagem, organizado em níveis tróficos e conectados por meio de fluxos de energia. Além disso, Vezanni (2015) define o ecossistema como um conjunto de seres vivos de diferentes espécies que habitam uma área específica e, por isso, interagem com os fatores ambientais através de fluxos de energia e matéria.

O entendimento da dinâmica dos ecossistemas requer o entendimento das funções ecossistêmicas, que podem ser definidas como as constantes interações existentes entre os elementos estruturais de um ecossistema, incluindo transferência de energia, ciclagem de nutrientes, regulação de gás, regulação climática e do ciclo da água (DALY; FARLEY, 2004).

As funções ecossistêmicas desempenham um papel fundamental, uma vez que são responsáveis pela geração dos serviços ecossistêmicos, que englobam os benefícios diretos e indiretos que os seres humanos obtêm a partir dos ecossistemas (ANDRADE, 2009).

Os serviços ecossistêmicos têm sua origem atribuída à ecologia e à biologia da conservação, e depois à economia. São os benefícios diretos e indiretos obtidos pelo homem a partir do funcionamento dos ecossistemas (COSTANZA et al., 1998).

Portanto, o conhecimento da relação entre o homem e a natureza é essencial para a identificação dos diversos bens e serviços ecossistêmicos. Essa compreensão é fundamental para perceber a dinâmica subjacente das funções do ecossistema, visando atender às necessidades humanas. Ao entender essa relação intrincada, torna-se possível tomar decisões fundamentadas em relação à gestão e conservação dos recursos e dos ecossistemas em diferentes processos a serem desenvolvidos (PAUCHARD et al., 2006).

O sequestro de carbono é definido como o processo de remoção de dióxido de carbono da atmosfera pelas plantas, com o armazenamento subsequente como matéria orgânica no solo. Esse fenômeno ocorre predominantemente durante o crescimento das árvores e da floresta, quando funcionam como sumidouros. À medida que atingem o clímax de desenvolvimento, as espécies perdem essa capacidade, embora ainda mantenham a função de armazenar o carbono previamente absorvido na forma de madeira (LAL, 2004).

O sequestro de carbono pelo solo ocorre por meio de três principais processos, sendo eles, a humificação, agregação e sedimentação; ao passo que os processos responsáveis pelas emissões são a erosão, decomposição, volatilização e lixiviação (MACHADO, 2005). A

otimização do manejo da terra apresenta-se como uma abordagem promissora para a mitigação das mudanças climáticas.

No entanto, práticas inadequadas de uso e manejo do solo não só intensificam o efeito estufa, mas também afetam adversamente a sustentabilidade do solo, levando à degradação da matéria orgânica e prejudicando seus atributos físicos, químicos e a biodiversidade associada. (CARVALHO et al., 2010; SHA et al. 2022). Por outro lado, mudanças nas práticas de manejo, que visam à manutenção ou até mesmo o acúmulo de carbono no solo, podem atenuar os efeitos do aquecimento global (GERBER et al., 2013; LAL, 2021;).

Os ecossistemas sujeitos à inundação desempenham função essencial no ciclo global do carbono (C), devido ao seu importante papel no manejo de sumidouros de C em relação a outros ecossistemas terrestres (CARTISANO et al., 2013). Esses ambientes naturais são diretamente influenciados por um regime de inundação sazonal (pulso de inundação) responsável pela variabilidade espacial no armazenamento de C e, conseqüentemente, na produtividade de florestas inundadas (JUNK, 1989). As áreas úmidas abrangem aproximadamente de 6% a 9% da superfície terrestre do planeta, no entanto, elas retêm cerca de 35% do carbono presente no solo global (DENG ET AL., 2022).

O Pantanal brasileiro, é uma das maiores planícies inundáveis do mundo, caracteriza-se por apresentar mosaicos de vegetação condicionados, principalmente, pelo pulso de inundação e variações locais no relevo (HAMILTON et al., 1996; JUNK e SILVA, 1999). O pulso de inundação, cuja magnitude varia a cada ano, resulta das precipitações pluviométricas na planície e planalto da Bacia do Alto Paraguai, e de características físicas naturais que retardam o escoamento de águas no Pantanal (HAMILTON ET AL., 1996).

O Pantanal brasileiro foi dividido em 11 sub-regiões, que são: Cáceres, Poconé, Barão de Melgaço, Paraguai, Paiaguás, Nhecolândia, Abobral, Miranda, Nabileque, Porto Murtinho e o Aquidauana, segundo a delimitação feita por Silva e Abdon (1998), demonstrando suas sub-regiões geopolíticas e a participação estadual e municipal nessa região. O município de Aquidauana, no estado do Mato Grosso do Sul é formado por mais de 70% de planícies alagáveis do Pantanal, e no seu território estão partes de três pantanais: Pantanal do Abobral, Pantanal de Miranda e o Pantanal da Nhecolândia, além do Pantanal de Aquidauana que está todo inserido dentro do município (SILVA et al., 2014).

As cheias do Pantanal estão diretamente associadas às características do relevo e à concentração das chuvas durante o verão na Bacia do Alto Paraguai (BAP). O volume d'água proveniente deste planalto adentra o Pantanal e, acrescido do volume de chuvas locais, causa as enchentes periódicas anuais (GALDINO et al., 2000).

O Pantanal apresenta declividade entre 0,7 a 5 cm/km no sentido norte-sul e entre 7 a 50 cm/km no sentido leste-oeste, sendo praticamente plano. Isso torna o escoamento de suas águas muito lento, favorecendo a inundação de extensas áreas. A cheia no Pantanal desloca-se lentamente no sentido norte-sul. As cheias no norte do Pantanal, nas regiões de Cuiabá e Cáceres, no estado de Mato Grosso, ocorrem durante o período mais chuvoso, de janeiro a março. Na região de Corumbá e Ladário, elas ocorrem entre abril e julho. De Corumbá para o sul, a enchente pode demorar dois ou mais meses até alcançar Porto Murtinho - MS, já em pleno período de estiagem (GALDINO et al., 2000).

O uso das geotecnologias auxilia nos estudos da dinâmica da paisagem e expansão antrópica, através da interpretação de imagens de satélite, mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal, contribuindo para o desenvolvimento de práticas ambientais e políticas públicas voltadas para a manutenção e recuperação da biodiversidade, auxiliando na gestão de paisagens para a conservação biológica e uso sustentável dos recursos naturais. (LINDENMAYER, 2008; SOMMER; SALDANHA, 2012).

Nesse sentido, a modelagem dos serviços ecossistêmicos gerados pelo estoque e sequestro de carbono em zonas úmidas, com enfoque especial no Pantanal de Aquidauana, surge como um elemento chave para contribuir com a regulação do clima e facilitar tomadas de decisão ligadas ao pagamento por serviços ambientais. A aplicação de modelos dinâmicos, juntamente com a metodologia InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), não apenas quantifica de forma precisa esses serviços, mas também estabelece base sólida para orientar estratégias de gestão e políticas de conservação nessas áreas.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar o estoque e o sequestro de carbono do Pantanal de Aquidauana-MS, utilizando as cadeias de Markov e o modelo InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), entre os anos de 2000, 2010, 2017, e cenário futuro simulado para 2030 e 2050.

2.2. Objetivos Específicos

- I. Analisar as mudanças no uso da terra e cobertura vegetal para os anos 2000, 2010 e 2017;
- II. - Simular cenários futuros de uso e cobertura da terra para os anos de 2030 e 2050;
- III. Avaliar o estoque de carbono para os anos de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050.
- IV. Estimar o sequestro de carbono e seu potencial valor econômico de 2000 até 2050.

3. REFERENCIAL TEÓRICO-METODOLÓGICO

3.1 Tipologias dos Serviços Ecossistêmicos

Nos anos 1960, começou-se a debater sobre como os ecossistemas são importantes para sustentar e manter a sociedade humana, e como a sociedade se beneficia dos recursos naturais (EMBRAPA, 2019). Em 1977, a ideia de "serviços" da natureza foi proposta por Westman (1977), que sugeriu que o valor social dos benefícios fornecidos pelos ecossistemas poderia ser avaliado para que decisões mais adequadas pudessem ser tomadas em relação à gestão ambiental. Em 1981, Ehrlich e Ehrlich (1981) da Universidade de Stanford introduziram o termo "serviços ecossistêmicos" para promover o interesse público e privado na conservação da biodiversidade, como afirmado por Gómez-Baggethun et al. (2010).

A partir das publicações do livro "Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems" de Daily (1997) e o artigo de Costanza et al. (1997) considerado um marco por se tornarem referências em nível internacional a respeito do conceito de serviços ecossistêmicos (SE), começou a surgir uma maior relação entre os processos naturais e a sociedade humana destacando a dependência dos sistemas econômicos atuais ao capital natural e servindo de base para subsidiar outros estudos sobre a importância de valorar os SE.

De acordo com Avaliação Ecossistêmica do Milênio (AEM), os serviços ecossistêmicos correspondem aos benefícios obtidos pelas pessoas a partir dos ecossistemas. Tais benefícios vão além das características intrínsecas dos sistemas ecológicos e incluem aspectos como significados culturais, recreação e satisfação espiritual. No entanto, se entendermos os serviços ecossistêmicos como fenômenos exclusivamente ecológicos, como proposto por Boyd e Banzhaf (2007), o papel da ciência em fornecer informações para a sociedade fica mais evidente. Nessa perspectiva, o primeiro passo é compreender e relacionar os comportamentos e características dos sistemas ecológicos.

Os serviços ecossistêmicos podem ser entendidos ainda por Daily (1997), como resultados específicos dos processos naturais que sustentam ou melhoram diretamente a qualidade de vida humana. Alguns exemplos são a proteção natural contra os raios ultravioleta nocivos do sol (raios UVI) e a manutenção da qualidade dos bens do ecossistema, como a purificação da água, que preserva a qualidade do fluxo hídrico. Essa definição, enfatiza a importância dos processos ecológicos para o bem-estar humano, destacando a necessidade de reconhecer e preservar a integridade dos ecossistemas como um todo.

Assim, é necessário conhecer a relação homem-natureza para identificar cada um dos bens e serviços ecossistêmicos. Essa compreensão permite discernir a dinâmica intrínseca das

funções do ecossistema, respondendo às necessidades humanas. Além disso, o entendimento dessa relação exerce influência nas decisões, as quais se tornam fundamentadas, especialmente no que diz respeito à gestão e conservação de recursos e ecossistemas. Esse enfoque é determinante para orientar ações em distintos processos em desenvolvimento (PAUCHARD, et al., 2006).

Boyd e Banzhaf (2007) oferecem uma definição alternativa. Em sua definição, serviços ecossistêmicos não são os benefícios que os humanos obtêm dos ecossistemas, mas sim os benefícios ecológicos componentes diretamente consumidos ou apreciados para produzir o bem-estar humano. Uma distinção importante que Boyd (2007) elucida é que serviços e benefícios não são idênticos. A recreação, frequentemente categorizada como um serviço ecossistêmico, é, na verdade, um benefício originado de diversos elementos; muitas vezes requer insumos humanos, sociais e de infraestrutura. O serviço ecossistêmico que contribui para a criação do benefício recreativo pode ser representado por várias coisas, como uma floresta, uma vista panorâmica, entre outros.

As funções do ecossistema são essenciais para fornecer serviços úteis às pessoas. O termo "serviços ecossistêmicos" é utilizado para definir as "coisas úteis" que os ecossistemas fornecem, incluindo benefícios diretos e indiretos (DE GROOT et al., 2017).

Diversos autores e projetos têm se dedicado a classificar, quantificar, mapear e valorizar os serviços ecossistêmicos, visando à sua integração nos processos de tomada de decisão. Através da identificação das características desses serviços, juntamente com o contexto e as motivações para utilizá-los, é possível criar um sistema de classificação que organize de forma transparente e significativa esses serviços para o seu uso adequado (HERMAN, 2011).

3.2 Classificação dos serviços ecossistêmicos

A classificação de serviços ecossistêmicos é abrangente em relação às suas diferentes tipologias de serviços e ao significado dos termos-chave, que incluem processo, função, serviço e benefício. A maioria das classificações como as de Constanza (1997), MEA (2003), de Groot et al. (2010), incluem serviços que afetam o bem-estar humano direta ou indiretamente, enquanto outras questionam a validade de considerar serviços que não beneficiam diretamente os seres humanos, como a regulação da água ou polinização (WALLACE, 2007).

Há também uma falta de consenso em relação ao significado de função. Para alguns autores, como Constanza (1997), MEA (2003) e Wallace (2007), função é sinônimo de processo

ecossistêmico, enquanto para outros, como de Groot (2006) e de Groot et al. (2002, 2010), função significa a capacidade dos ecossistemas de fornecer bens e serviços.

Nos últimos anos, ocorreram diversos eventos nacionais e internacionais de grande importância, focados na abordagem dos serviços de ecossistema. Entre eles, destaca-se a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (AEM), uma iniciativa da ONU realizada por um grupo de cientistas de várias nações. O objetivo dessa iniciativa foi avaliar as consequências das mudanças nos ecossistemas para o bem-estar humano, além de fornecer uma base científica para orientar ações voltadas à conservação e ao uso sustentável desses sistemas. A Tabela 1 descreve os diferentes tipos de classificação de SE considerados pelo AEM (2005)

De acordo com o MEA (2003), as diversas categorias de serviços ecossistêmicos - provisão, regulação, suporte e cultural - foram associadas a cinco componentes-chave do bem-estar humano. Como resultado, foi desenvolvida uma classificação voltada para o planejamento dos serviços ecossistêmicos, baseada nos valores específicos que esses serviços sustentam.

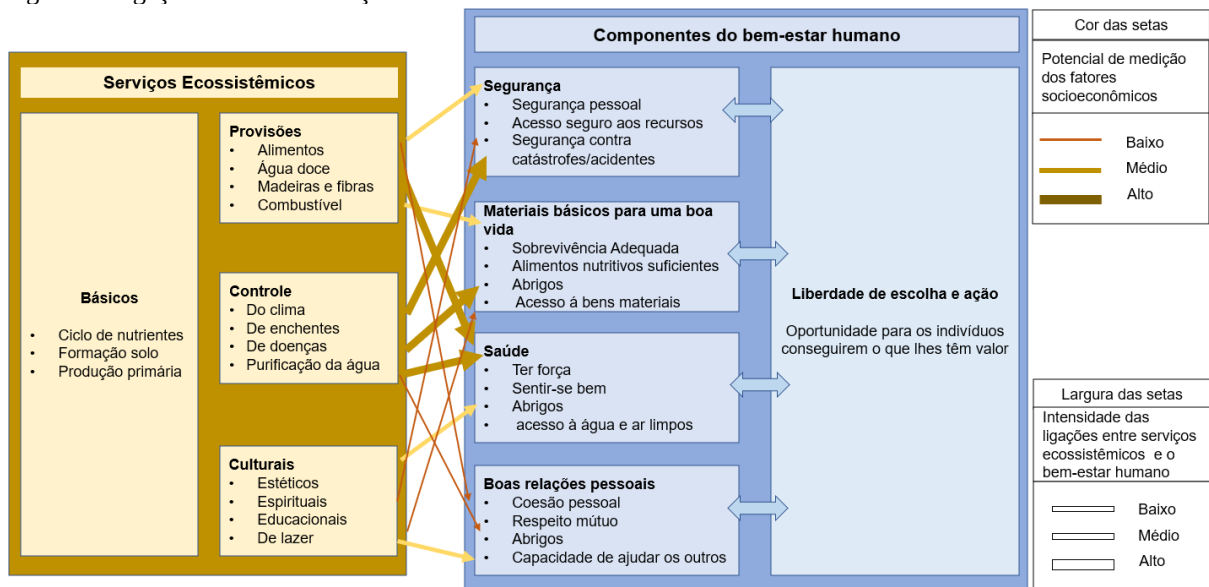
Tabela 1 - Classificação dos serviços ecossistêmicos segundo a Avaliação do Milênio.

Serviços Provisão	Serviços de Regulação	Serviços Culturais	Serviços de Suporte
Produtos obtidos dos Ecossistemas	Benefícios obtidos da regulação dos processos dos ecossistemas	Benefícios intangíveis obtidos dos ecossistemas	Serviços necessários para produção de todos os outros SE
Alimento	Regulação do clima	Espirituais e religiosos	Formação do solo
Água doce	Regulação de enfermidades	Recreativos e ecoturísticos	Ciclo de Nutrientes
Combustível	Regulação de água	Estéticos/Inspiradores	Produção primária
Fibras	Purificação da água	Educacionais	

Fonte: Adaptado do (MEA, 2005).

Além das quatro categorias de SE, o MEA propõe a existência de ligações entre as categorias e componentes do bem-estar humano através de força de ligações do potencial de mediação em diferentes ecossistemas e regiões (Figura 1). Além da influência dos serviços ecossistêmicos no bem-estar humano e outros fatores como fatores ambientais, bem como fatores econômicos, sociais, tecnológicos e culturais – influenciam bem-estar humano, e os ecossistemas são, por sua vez, afetados por mudanças no bem-estar humano.

Figura 1 -Ligações entre os Serviços de Ecossistemas e Bem-estar Humano



Fonte: Adaptado, *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA), 2005.

Dentre as diversas classificações de SE, de De Groot et al (2010) ainda descreve quatro categorias principais:

(1) Funções de regulação: este grupo de funções relaciona-se com a capacidade dos ecossistemas naturais e seminaturais de regular processos ecológicos essenciais e sistemas de suporte à vida através de ciclos biogeoquímicos e outros processos biosféricos. Além de manter a saúde do ecossistema (e da biosfera), essas funções de regulação fornecem muitos serviços, que trazem benefícios diretos e indiretos para os seres humanos (como ar, água e solo limpos e serviços de controle biológico).

(2) Funções do habitat: os ecossistemas naturais fornecem refúgio e habitat de reprodução para plantas e animais silvestres e, assim, contribuem para a conservação (in situ) da diversidade biológica e genética e dos processos evolutivos.

(3) Funções de produção: A fotossíntese e a absorção de nutrientes pelos autotróficos convertem energia, dióxido de carbono, água e nutrientes em uma ampla variedade de estruturas de carboidratos que são usadas por produtores secundários para criar uma variedade ainda maior de biomassa viva. Essa ampla diversidade nas estruturas de carboidratos fornece muitos bens ecossistêmicos para consumo humano, desde alimentos e matérias-primas até recursos energéticos e material genético.

(4) Funções de informação: como a maior parte da evolução humana ocorreu dentro do contexto de habitat não domesticado, os ecossistemas naturais fornecem uma "função de referência" essencial e contribuem para a manutenção da saúde humana, proporcionando

oportunidades de reflexão, enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, recreação e experiência estética.

Wallace (2007;2012) desenvolveu uma classificação orientada para o planejamento dos serviços ecossistêmicos com base nos valores humanos específicos que os serviços suportam. Ao comparar todas essas dimensões de bem-estar, algumas semelhanças foram inferidas. 'Saúde e segurança' (MEA 2003) correspondeu tanto ao 'bem-estar ambiental' (SUMMERS et al., 2012) quanto à 'saúde, ou seja, ambiente físico e químico/proteção de outros organismos' (WALLACE, 2012). 'Material básico para uma boa vida' (MEA 2003) foi paralelo a 'necessidades humanas básicas' (SUMMERS et al., 2012) e a 'recursos adequados' (WALLACE 2012). No entanto, não houve correspondência clara entre as outras dimensões do bem-estar, que estão principalmente relacionadas aos serviços culturais.

O *Common International Classification for Ecosystem Services* (CICES, 2018), adotou como base a taxonomia proposta pela MEA (2005), considerando, em seus níveis mais altos, três categorias de serviços: provisão, regulação e cultural. No entanto, deliberadamente, excluiu a categoria de serviços de suporte, uma vez que essa categoria representa serviços intermediários, cujas relações entre o ecossistema e a contabilidade ambiental não são explícitas. Em uma abordagem pragmática, o CICES optou por enfatizar os resultados finais dos processos que realmente beneficiam as pessoas e têm valor direto e explícito para elas (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

O entendimento das interações entre as atividades humanas e os ecossistemas é de fundamental importância para a preservação dessas áreas e o uso da modelagem dinâmica permite prever como as mudanças no uso da terra e na cobertura vegetal podem afetar o meio ambiente e os serviços ecossistêmicos no futuro. Isso é crucial para o planejamento de políticas e estratégias de gestão ambiental sustentável. Autores como Polasky et al (2011); Johansen et al. (2020); Zanetti et al (2019) trazem a importância da modelagem para os estudos com serviços ecossistêmicos.

3.3. Uso e cobertura da terra

A intensificação da ação humana sobre áreas com florestas naturais tem aumentado consideravelmente, contribuindo para a fragmentação da paisagem e ameaçando os recursos naturais. A fragmentação da paisagem está associada a um efeito ecológico negativo da ocupação humana em uma região devido ao isolamento das áreas de floresta e outros tipos de ecossistemas (COSTA et al., 2013).

A alteração na cobertura do solo é influenciada por uma interação complexa de fatores ambientais e socioeconômicos, constituindo um processo dinâmico que envolve sistemas naturais e humanos. As principais causas da mudança no uso da terra variam de acordo com a região em que ocorrem. Recentemente, as alterações na paisagem são predominantemente impulsionadas pelo crescimento urbano e pela expansão das áreas agrícolas (Kesaulija et al, 2021).

As atividades humanas exercem uma influência significativa no comportamento climático através da emissão de gases do efeito estufa, que contribuem para o aumento da temperatura em algumas regiões e sua diminuição em outras. (Aragão et al., 2015).

Vários estudos estão sendo conduzidos em diversas regiões do mundo para projetar futuras mudanças no uso da terra, na cobertura vegetal e no clima. Esses estudos são de suma importância para antecipar possíveis cenários, sejam eles otimistas ou pessimistas, os quais influenciam diretamente a dinâmica da cobertura vegetal, a disponibilidade de água e, conseqüentemente, afetam a qualidade de vida da população (Silva et al, 2019).

Nesse contexto, o uso de dados como os fornecidos pelo Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomass) tem se mostrado uma ferramenta inestimável para investigações desse tipo. A plataforma MapBiomass é uma colaboração entre vários setores, incluindo instituições públicas, organizações não governamentais e empresas de tecnologia, com o objetivo de entender a dinâmica do uso da terra no Brasil. Ela oferece dados anuais sobre cobertura vegetal e uso da terra em todo o território nacional, utilizando metodologias de processamento em larga escala e com baixo custo financeiro (MAPBIOMASS, 2021; SOUZA JUNIOR et al., 2020; CRUZ; CRUZ, 2021).

3.4 Mapbiomas

O projeto Mapbiomas, criado em 2015, representa uma abordagem inovadora e colaborativa para monitorar a cobertura e o uso do solo no Brasil anualmente. O projeto é resultado de um esforço colaborativo de associações não governamentais, Universidades e Institutos de pesquisa, sendo elas: IMAZON, Universidade Estadual de Feira de Santana – UEFS, Associação de Plantas do Nordeste – APNE, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM, Fundação SOS Mata Atlântica e Pantanal, ArcPlan Geoprocessamento, Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento da Universidade Federal de Goiás – LAPIG/UFG, Agrosatélite, Ecostage, Terras App, IDS, Fundação AVINA, Instituto Tecnológico Vale e Google.

O processamento de imagens do MapBiomas é baseado na tecnologia Google, que inclui processamento de imagem em infraestrutura de computação em nuvem, programação com Javascript e Python via *Google Earth Engine* e armazenamento de dados usando *Google Cloud Storage*. Todo o processamento é feito em nuvem por algoritmos de aprendizagem de máquina com amostras coletadas e ajustadas regionalmente na plataforma *Google Earth Engine* (Gorelick, 2017) e com método de classificação supervisionada baseada em Random Forest de árvores de decisão para todos os Biomas, Zona Costeira, Área Urbana, Pastagem e Agricultura, (Figura 2).

Figura 2 -Método de produção de mapas de uso e ocupação pela plataforma Mapbiomas.



Fonte: Mapbiomas, 2022.

A validação dos dados é baseada em duas abordagens: (i) análises comparativas com mapas de referência de biomas/regiões específicos e anos, e (ii) análises de precisão com base

em técnicas estatísticas usando pontos de amostra independentes com interpretação para todo o Brasil e para toda a série temporal por três intérpretes para cada amostra e, em caso de confusão, um intérprete sênior decide a classe final do pixel. Essa avaliação foi baseada na plataforma web Temporal Visual Inspection (TVI), desenvolvida pelo LAPIG/UFG. A TVI plataforma permitiu a avaliação de todas as classes mapeadas pelo MapBiomias desde Coleção 3.1.

A análise de acurácia é a principal forma de avaliação da qualidade do mapeamento realizado pelo MapBiomias. Além de dizer qual a taxa de acerto geral, a análise de acurácia também revela estimativas das taxas de acerto e de erro para cada classe mapeada. O MapBiomias avaliou a acurácia global e para cada classe de uso e cobertura para todos os anos entre 1985 e 2022.

3.5 Modelagem dinâmica espacial

A análise da evolução ao longo do tempo e das tendências futuras no uso da terra é de extrema importância para a compreensão dos impactos causados pelas atividades humanas no meio ambiente. Isso também permite identificar quando e onde ocorreram mudanças na ocupação do solo, contribuindo para minimizar os impactos dessas alterações na sociedade e na natureza (SILVA, 2019).

Uma das formas de verificar os impactos causados por ações antrópicas é avaliar o uso do solo e sua relação com as características de uma localidade em conjunto com seus desdobramentos (BARROS; DE DEUS; DA COSTA, 2020).

Existem diversas abordagens para acompanhar as transformações na paisagem, dentre elas, merecem destaque as tecnologias de geoprocessamento. Essas tecnologias fornecem dados espaciais de alta qualidade, abrangendo vastas extensões territoriais com um nível adequado de detalhamento tanto em termos de espaço quanto de tempo (LIMA, 2023).

Diversos estudos têm sido realizados com a finalidade de monitor a evolução ou mudança do uso e cobertura do solo através da modelagem dinâmica espacial como (CARVALHO, ET AL 2023, BACANI E VICK 2019, CUNHA ET AL 2020, SILVA, BACANI (2018), SILVA ET AL 2019).

Cenários ambientais expressam visões de futuro por meio da interpretação de momentos, através de informações numéricas (por exemplo, tabelas e gráficos contendo dados numéricos) geradas frequentemente por métodos computacionais, chamados de modelos de previsão ou cenários quantitativos. Há vários tipos de cenários ambientais e os mais usuais são aqueles voltados para a dinâmica de uso e cobertura da terra (Lima, 2023).

O Modelo de Cadeias de Markov-Automatos Celulares (CM-AC) é uma ferramenta utilizada na modelagem e simulação de transformações na paisagem. Este modelo se baseia nas tendências históricas do ambiente em questão, ou seja, ele prevê o estado atual com base no estado imediatamente anterior (HOUET e HUBERT-MOY, 2006).

A abordagem de Cadeia de Markov e Autômatos celulares combina a matriz de transição da Cadeia de Markov com o Autômato Celular, usando-a como regra para a mudança de estados das células, unindo a alteração do Autômato Celular com a probabilidade da Cadeia de Markov (IDRISI, 2009).

3.6 Cadeias de Markov, autômato celulares e Método AHP - Processo Analítico Hierárquico (*Analystic Hierarchy Process*)

Cadeias de Markov é um processo estocástico onde as distribuições de probabilidade para o seu desenvolvimento futuro, dependem somente do estado presente e das possibilidades de transição não levando em consideração como o processo chegou a tal estado. (DIMURO et al, 2002).

As probabilidades de transição são usualmente derivadas de amostras relativas a certo instante de tempo. Cadeias de Markov assumem que o estado futuro do sistema depende apenas do seu estado presente e das possibilidades de transição, sendo independente da trajetória que o levou àquele estado.

Este modelo não ignora o passado, mas assume que toda a informação do passado está concentrada no presente estado do sistema. Desta forma, as interações são instantâneas, sendo irrelevante o tempo de permanência das variáveis em cada estado (SOARES-FILHO, 1998).

Mudanças de uso e cobertura da terra, simuladas a partir de Cadeias de Markov, baseiam-se em teorias de probabilidade. Esse processo é considerado estocástico e dado pela equação 1.

$$\Pi(t+1) = P^n . \Pi(t) \quad (1)$$

onde $\Pi(t)$ corresponde ao estado do sistema no tempo t , $\Pi(t+1)$ corresponde ao estado do sistema após o instante (t) e P^n são os estados passíveis de acontecer, que são representados em matrizes de possibilidades de transição. Essas matrizes de transição representam a possibilidade de um determinado estado i permanecer o mesmo ou mudar para o estado j durante o instante de tempo $t \geq (t+1)$ (RUHOF, FANTIN-CRUZ, COLLISCHONN, 2010).

As principais vantagens das cadeias de Markov são a simplicidade do modelo, sua aplicabilidade a dados de sensoriamento remoto e a capacidade de prever o futuro com poucos dados históricos (PEDROSA, 2004).

As limitações das cadeias de Markov incluem a falta de explicação do "porquê" das limitações e restrições na análise espacial do "onde", embora possa prever "quando" se os processos forem resultantes. Também é necessário incorporar variações externas, mas existem abordagens para superar essas limitações na modelagem dinâmica como as de Lambin (1994).

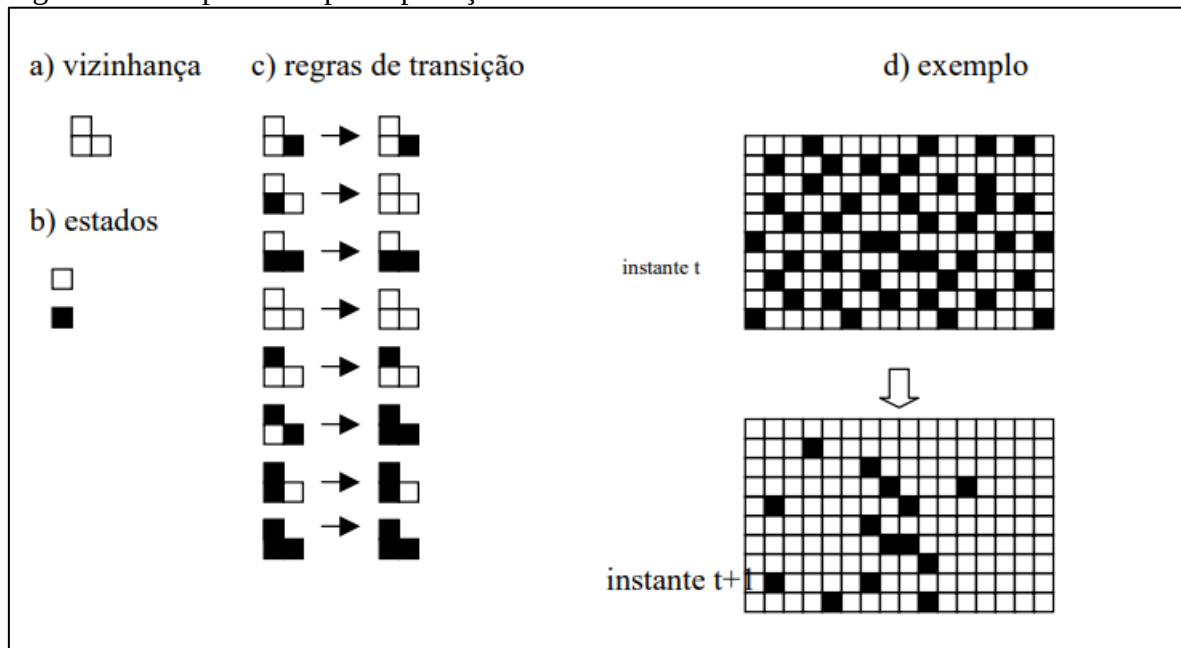
Os autômatos celulares foram criados por John von Neumann nos anos 40 com o objetivo principal de criar um modelo capaz de imitar processos naturais e artificiais complexos, como o processo de reprodução, por meio de regras simples. Além disso, esse modelo matemático tem a capacidade de simular sistemas complexos que evoluem ao longo do tempo, descrevendo uma ampla gama de situações espaciais - sistemas dinâmicos. (SOUSA, 2002).

Sobre cada célula de um autômato celular são aplicadas regras de transição. Regras de transição determinam quando e porque o estado de uma célula se altera e podem ser qualitativas ou quantitativas.

Para ilustrar o mecanismo de aplicação das regras de transição, consideramos um exemplo simples com base em Câmara (1996). Neste caso, as células podem ter dois estados (branco e preto), e sua ambiente é definida entre duas células adjacentes. As regras de transição estabelecem que o estado de uma célula no instante $t+1$ é igual ao estado de suas vizinhanças no instante t , se esses vizinhos tiverem estados iguais; caso contrário, a célula mantém o mesmo estado.

Para compreender o exemplo, é fundamental identificar os componentes essenciais do automóvel celular clássico, que incluem um espaço euclidiano dividido em um *array* de células, um ambiente com tamanho e formato definido, um conjunto de estados discretos, um conjunto de regras de transição e um conjunto de intervalos de tempo com atualização simultânea das células conforma Figura 3.

Figura 3 - Componentes para aplicação do autômato celular.



Fonte: Câmara e Pedrosa (2003).

O Processo Hierárquico Analítico (AHP), desenvolvido por Thomas L. Saaty na década de 1980, é um método amplamente utilizado para análise multicritérios. Ele é aplicado na resolução de problemas de escolha em situações com estruturas complexas, permitindo comparações pareadas entre fatores e julgamentos de especialistas para avaliar critérios qualitativos. Isso resulta na hierarquização de fatores e alternativas em vários níveis, levando à identificação de uma solução para o problema (SAATY, 1990).

O AHP baseia-se na capacidade humana de usar a informação e a experiência para estimar magnitudes relativas através de comparações par a par (*pairwise comparisons*). Trata-se de uma abordagem flexível que utiliza a lógica aliada à intuição, com a finalidade de obter julgamentos através de consenso (Schmidt, 1995).

Este processo fundamenta-se na habilidade humana de empregar informações e experiência para avaliar magnitudes relacionadas por meio de comparações par a par (comparações pairwise) (Toma e Asharif, 2003). Essa abordagem é caracterizada por sua flexibilidade, ao utilizar lógica à intuição, obtenção julgamentos consensuais (Schmidt, 1995).

Os métodos multicritérios oferecem uma contribuição valiosa para a tomada de decisões, não apenas possibilitando a abordagem de problemas considerados complexos e, portanto, não passíveis de tratamento pelos métodos intuitivos-empíricos convencionais, mas também conferindo ao processo decisório uma clareza e transparência que não estão disponíveis quando se recorre a esses procedimentos ou a outros métodos de natureza monocritério. (MARINS, 2009).

Nos últimos anos os conceitos de autômatos celulares têm sido utilizados para modelar fenômenos ambientais (OLIVEIRA et al., 2021; RICOBOM e CANEPARO, 2014; DEUS e TENÓRIO 2020; REGMI et al., 2014; SILVA e BACANI, 2023).

Estudos de uso e ocupação da terra através de análises de autômatos celulares são tratados como um sistema composto por espaço (representado pelos *pixels*), tempo (representado pelas interações do processo), estados (representados por números discretos) (SUN, 2007) e as regras de transição (representada pela análise multicriterial).

Para Chwolka e Raith (2000), a maior vantagem do AHP é que ele requer que os indivíduos façam somente comparações entre pares de alternativas. Já Boritz (1992) aponta como um dos pontos fortes mais significativos do AHP a capacidade de medir o grau de inconsistência presente nos julgamentos par a par e, desse modo, ajudar a assegurar que somente ordenamentos justificáveis sejam usados como a base para avaliações.

3.7 Carbono como serviço ecossistêmico

O Carbono é considerado um serviço de regulação dos ecossistemas, que gera diversos benefícios para os seres humanos, diretos e indiretos. Por exemplo, a regulação dos gases atmosféricos proporciona ar puro e respirável, prevenindo doenças causadas pelos raios UV. Além disso, eles desempenham um papel importante na regulação climática, local e globalmente, favorecendo condições climáticas propícias para a produção agrícola. Esses serviços não apenas mitigam danos ambientais, mas também reduzem prejuízos socioeconômicos relacionados às mudanças climáticas (CONTE et al., 2011).

Ademais, o Carbono exerce um papel crucial como serviço de ecossistema, sendo distribuído em quatro principais compartimentos na Terra: oceanos, atmosfera, formações geológicas e ecossistemas terrestres (biota + solo). O oceano possui o maior estoque de carbono, seguido pelas formações geológicas. Já no solo, encontra-se a maior quantidade nos ecossistemas terrestres, sendo composto por carbono orgânico e mineral. O equilíbrio do carbono orgânico no solo é afetado pelas interações entre a vegetação e perdas para os oceanos ou atmosfera por ação microbiana (PEREIRA et al., 2013).

Globalmente, os solos armazenam pelo menos o dobro de carbono (C) em comparação com a atmosfera. Por isso, as alterações nos estoques de carbono no solo podem influenciar as variações do ciclo global de C ao longo de alguns anos e até décadas. Gerenciar o carbono durante mudanças no uso da terra pode ser crucial para o compromisso regional e nacional com a questão do carbono (TRUMBORE; CAMARGO, 2009).

O reservatório de carbono na atmosfera fornece o nutriente essencial para as plantas na forma de dióxido de carbono (CO_2). Esse elemento é o componente principal da matéria orgânica. O ciclo do carbono assegura que ele seja devolvido ao ambiente na mesma taxa em que é produzido pelos produtores. Através da fotossíntese, as plantas utilizam CO_2 e vapor de água para sintetizar compostos orgânicos, como a glicose, armazenando a energia solar como energia química. Essa energia é liberada durante a respiração, quando ocorre a quebra das moléculas, fornecendo energia vital aos organismos. Fotossíntese e respiração garantem a reciclagem do carbono e do oxigênio em várias formas químicas nos ecossistemas. (GUEDES, 2009).

3.8 Ciclo do carbono

O carbono é um elemento amplamente distribuído nos diversos componentes do nosso planeta, tanto nas massas fluidas, como a atmosfera e os oceanos, quanto nas massas sólidas, como as rochas e os solos. Além disso, o carbono desempenha um papel fundamental na constituição das moléculas orgânicas, sendo o elemento-base para a formação delas. Na atmosfera terrestre, o carbono se encontra principalmente na forma de dióxido de carbono (CO_2). Esse CO_2 , por sua vez, é movimentado entre a atmosfera e os continentes, bem como entre a atmosfera e os oceanos, através de processos naturais (ADUAN et al., 2003).

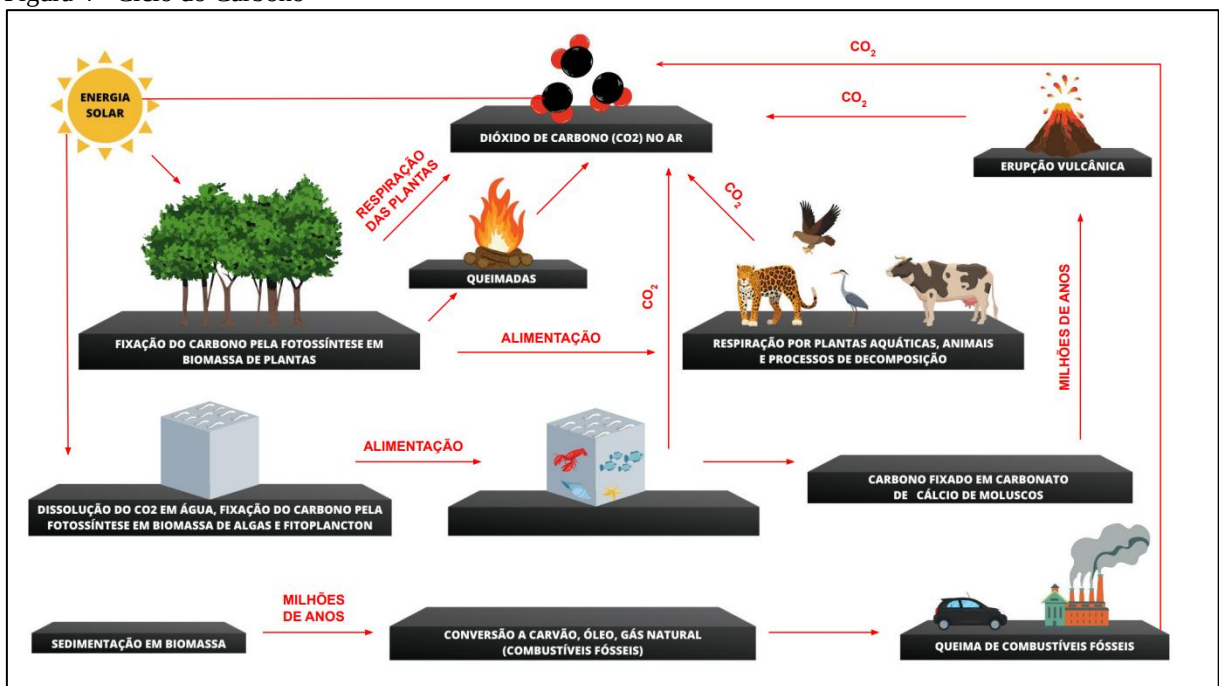
Dois processos naturais importantes estão envolvidos na movimentação do carbono: a fotossíntese, realizada por organismos autotróficos como as plantas terrestres, e o plâncton oceânico. A fotossíntese é responsável por fixar o carbono da atmosfera e incorporá-lo nas plantas, enquanto o plâncton oceânico também contribui para essa absorção. Por outro lado, a respiração, realizada por todos os seres vivos, incluindo organismos decompositores que atuam sobre matéria morta, libera carbono de volta para a atmosfera. Além disso, a dissolução oceânica é outro processo que participa na dinâmica do carbono entre a atmosfera e os oceanos. Essa complexa movimentação do carbono pode ser entendida como um ciclo cíclico, frequentemente referido como o ciclo global do carbono (Figura 4), (ADUAN et al., 2003).

Além do ciclo global, também existem ciclos geoquímicos e biológicos relacionados ao carbono. O ciclo geoquímico envolve a transferência de elementos químicos dentro e fora do ecossistema, com entrada de elementos provenientes da fixação do CO_2 , fixação de nitrogênio por microorganismos, entre outros processos. Por sua vez, o ciclo biológico ocorre dentro do ecossistema florestal e envolve a transferência de nutrientes entre o solo, as plantas e os animais.

Isso inclui a deposição da serapilheira no solo, sua decomposição e o retorno dos nutrientes para os biomas através da absorção pelas raízes (POGIANI, 1992).

Nos solos, o carbono não é uniforme, mas sim composto por uma variedade de componentes químicos que diferem em suas taxas de decomposição e capacidade de interação com minerais ou inclusão em agregados. Estimar a quantidade de carbono em diferentes reservatórios, como solo, requer uma compreensão das características observacionais dos solos. Prever como os estoques de carbono no solo responderão a mudanças na cobertura da terra ou no clima é um desafio contínuo, exigindo um entendimento das taxas de reposição e estabilização do carbono sob diferentes condições. (TRUMBONE E CAMARGO, 2009). Apesar da relevância, há ainda desconhecimento sobre as perdas precisas de carbono do solo para a atmosfera (MACHADO, 2005).

Figura 4 - Ciclo do Carbono



Fonte: Adaptado, (LARCHER, 2000).

3.9 Sequestro de Carbono

A Conferência de Quioto, realizada em 1997, consagrou o conceito de sequestro de carbono com o objetivo de conter e reverter o acúmulo de CO₂ na atmosfera, visando a redução do efeito estufa. Nesse contexto, o Protocolo de Quioto, também conhecido como Terceira Conferência das Partes - COP3, estabeleceu metas de redução das emissões totais de gases do efeito estufa. Essas metas foram destinadas aos países desenvolvidos e em transição para economias de mercado. O protocolo delineou uma meta média de redução de 5,2% das emissões

com base no ano de 1990, para o período entre 2008 e 2012, denominado como o primeiro período de compromisso.

O sequestro de carbono é categorizado em duas formas: direta e indireta segundo o IPCC (2005). O sequestro de carbono direto, também conhecido como sequestro de carbono artificial ou geológico, é derivado da separação e captura do CO₂ gerado em processos industriais e relacionados à geração ou consumo de energia. Esse CO₂ capturado é então transportado para um local de estocagem seguro, onde permanece isolado da atmosfera por um longo período. Já o sequestro de carbono indireto envolve a remoção do CO₂ atmosférico através de processos naturais, nos quais as plantas absorvem CO₂ durante a fotossíntese e o incorporam em sua biomassa durante o crescimento.

No contexto florestal, o sequestro de carbono emerge como uma alternativa viável para mitigar o aumento das emissões de gases de efeito estufa e o consequente aquecimento global. As plantas, utilizando a fotossíntese, fixam o CO₂ atmosférico e o transformam em carboidratos, que são depositados em suas estruturas celulares (RENNER, 2004). As florestas desempenham um papel crucial no ciclo do carbono, influenciando a assimilação, estocagem e emissão desse elemento. Dessa forma, o estabelecimento e manejo de diferentes tipos de florestas, assim como sistemas agroflorestais, têm o potencial de aumentar o sequestro e estocagem de carbono na biosfera (WINJUM; DIXON; SROEDER, 1993).

A avaliação do carbono a ser retido está diretamente relacionada à biomassa. Vários estudos têm se dedicado a quantificar o teor de carbono em ecossistemas florestais, frequentemente por meio de amostragens que envolvem a destruição da biomassa e o estabelecimento de modelos alométricos para estimativas. Essas estimativas, por sua vez, são convertidas em valores de carbono por meio de fatores de conversão, representando uma abordagem indireta. (SILVEIRA et al., 2007).

4.0 METODOLOGIA

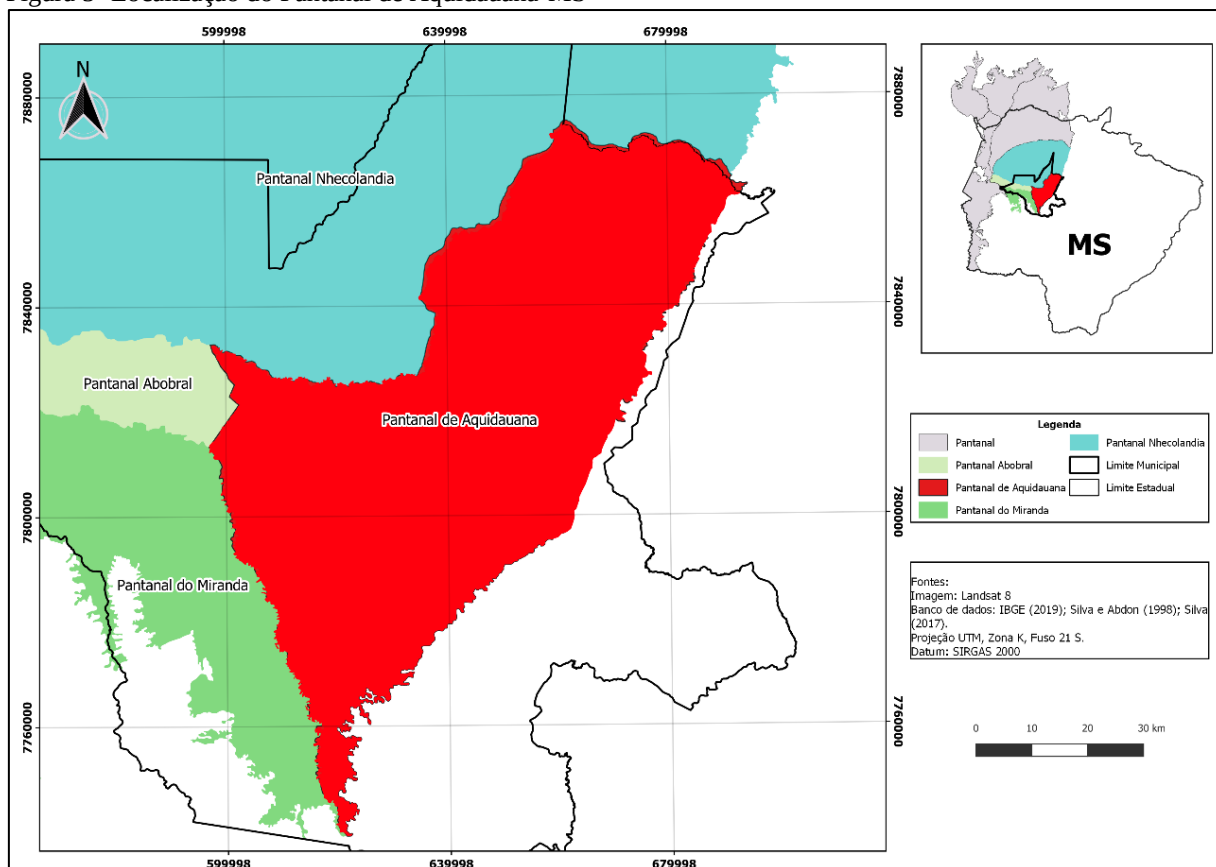
4.1 Caracterização da Área de Estudo

A área de estudo é o Pantanal de Aquidauana tem aproximadamente 507.529,00 hectares (ha), localizado entre os paralelos 19° 14' 32" S e 20° 26' 43" S e os meridianos 55° 06' 42" W e 56° 04' 42" W.

A delimitação adotada neste estudo foi desenvolvida por Silva e Abdon (1997), onde dividiram o Pantanal em 11 sub-regiões, levando em conta aspectos fisiomorfológicos e geopolíticos, com o propósito de delimitar e quantificar a barreira do Pantanal no Brasil, na escala de 1:250.000.

O Pantanal de Aquidauana está situado no sudeste do Pantanal brasileiro, faz limite com o Pantanal da Nhecolândia ao norte, a serra de Maracajú, ao leste, os Pantanaís do Aboral e do Miranda a oeste e ao sul encontra-se regiões de altitudes mais elevadas com cerrados e áreas de pastagens plantadas. Inserido dentro do Município de Aquidauana, no Estado do Mato Grosso do Sul, conforme demonstra a Figura 5.

Figura 5- Localização do Pantanal de Aquidauana-MS



4.1.1. Solos

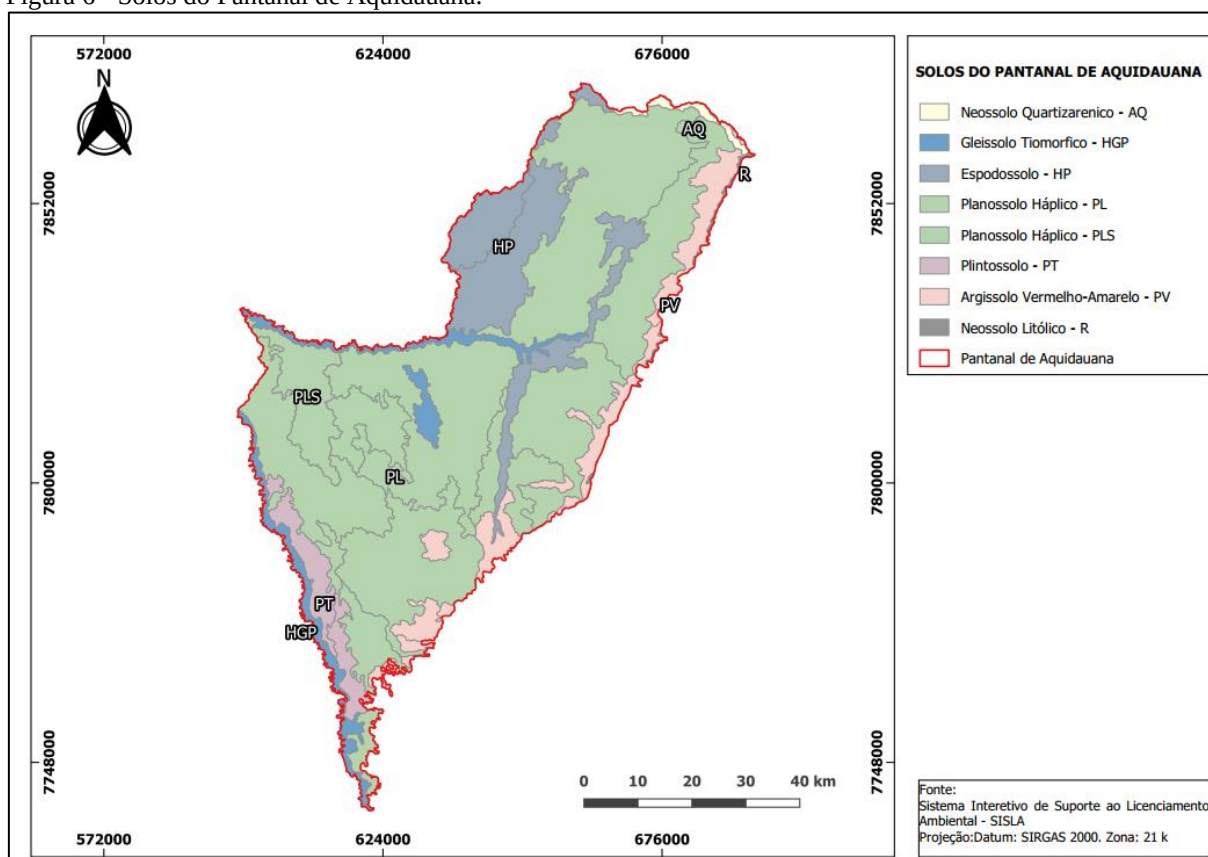
Diversos fatores ambientais estão associados ao teor de Carbono Orgânico do Solo (COS), incluindo variáveis climáticas, tipos de vegetação, características topográficas e do relevo, bem como propriedades físicas e químicas do solo, além das práticas de manejo (LI et al., 2010; WANG et al., 2012).

A capacidade de os ecossistemas emitirem ou sequestrarem carbono atmosférico é determinada por grande variedade de processos físico-químicos e bióticos que atuam em direções e intensidades diferentes. Para realmente entender o papel atual e futuro de um ecossistema no balanço de carbono atmosférico, seria necessário também conhecer e quantificar todos esses processos.

A Biomassa subterrânea de uma vegetação compreende todos os órgãos vivos localizados abaixo da linha do solo, tendo como função fixar a vegetação, captar e translocar recursos como água e nutrientes, além de estocar reservas. Os órgãos subterrâneos também podem assumir a função de refúgio contra distúrbios que afetam a parte aérea, como fogo e herbivoria foliar (ADUAN, 2003).

Os solos existentes para o Pantanal de Aquidauana (Figura 6) foram baseados na classificação de solos existente no mapa de Macrozoneamento 1984/1985 SISLA/IMASUL (2015) na escala 1:250.000, classificados de acordo com os conceitos extraídos do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013).

Figura 6 - Solos do Pantanal de Aquidauana.



A descrição das características dos solos do Pantanal de Aquidauana está indicada no Quadro 1 **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, conforme o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (EMBRAPA, 2018).

Quadro 1 - classe de solos e suas características no Pantanal de Aquidauana.

Classe de solos	Característica	Base	Critério
Argissolos	Grupamento de solos com B textural, com argila de atividade baixa, ou atividade alta desde que conjugada com saturação por bases baixa ou com caráter aluminico.	evolução avançada com atuação incompleta de processo de ferralitização, em conexão com paragênese caulínico-oxídica ou virtualmente caulínica ou vermiculita com hidróxi-Al entrecamadas na vigência de mobilização de argila da parte mais superficial do solo, com concentração ou acumulação em horizonte subsuperficial	desenvolvimento (expressão) de horizonte diagnóstico B textural em vinculação com atributos que evidenciam a baixa atividade da fração argila ou atividade alta desde que conjugada com saturação por bases baixa ou com caráter aluminico.
Espodossolos	Grupamento de solos com B espódico.	Atuação de processo de podzolização com eluviação de materiais	Desenvolvimento de horizonte diagnóstico B espódico em

		compostos principalmente por uma mistura de matéria orgânica humificada e alumínio, podendo ou não conter ferro, e consequente acumulação iluvial desses constituintes.	sequência a horizonte E (álbico ou não), A ou hístico
Gleissolo	Grupamento de solos com expressiva gleização.	Hidromorfia expressa por forte gleização, resultante de processos de intensa redução de compostos de ferro, em presença de matéria orgânica, com ou sem alternância de oxidação, por efeito de flutuação de nível do lençol freático, em condições de regime de excesso de umidade permanente ou periódico.	Preponderância e profundidade de manifestação de atributos que evidenciam gleização conjugada à identificação de horizonte glei.
Neossolo	Grupamento de solos pouco evoluídos, sem horizonte B diagnóstico definido.	Solo em vias de formação, seja pela reduzida atuação dos processos pedogenéticos, seja por características inerentes ao material originário.	Insuficiência de expressão dos atributos diagnósticos que caracterizam os diversos processos de formação, exígua diferenciação de horizontes, com individualização de horizonte A seguido de C ou R, e predomínio de características herdadas do material originário.
Planossolo	Grupamento de solos minerais com horizonte B plânico, subjacente a qualquer tipo de horizonte A, podendo ou não apresentar horizonte E (álbico ou não).	Desargilização vigorosa da parte mais superficial e acumulação ou concentração intensa de argila no horizonte subsuperficial.	expressão de desargilização intensa evidenciada pela nítida diferenciação entre o horizonte B plânico e os horizontes precedentes A ou E, com mudança textural abrupta ou com transição abrupta.
Plintossolo	Grupamento de solos de expressiva plintitização com ou sem formação de petroplintita.	Segregação localizada de ferro, atuante como agente de cimentação, com capacidade de consolidação acentuada	Preponderância e profundidade de manifestação de atributos que evidenciam a formação de plintita, conjugadas com horizonte diagnóstico plíntico, concrecionário ou litoplíntico.

Fonte: EMPRAPA, 2018

4.1.2. Clima

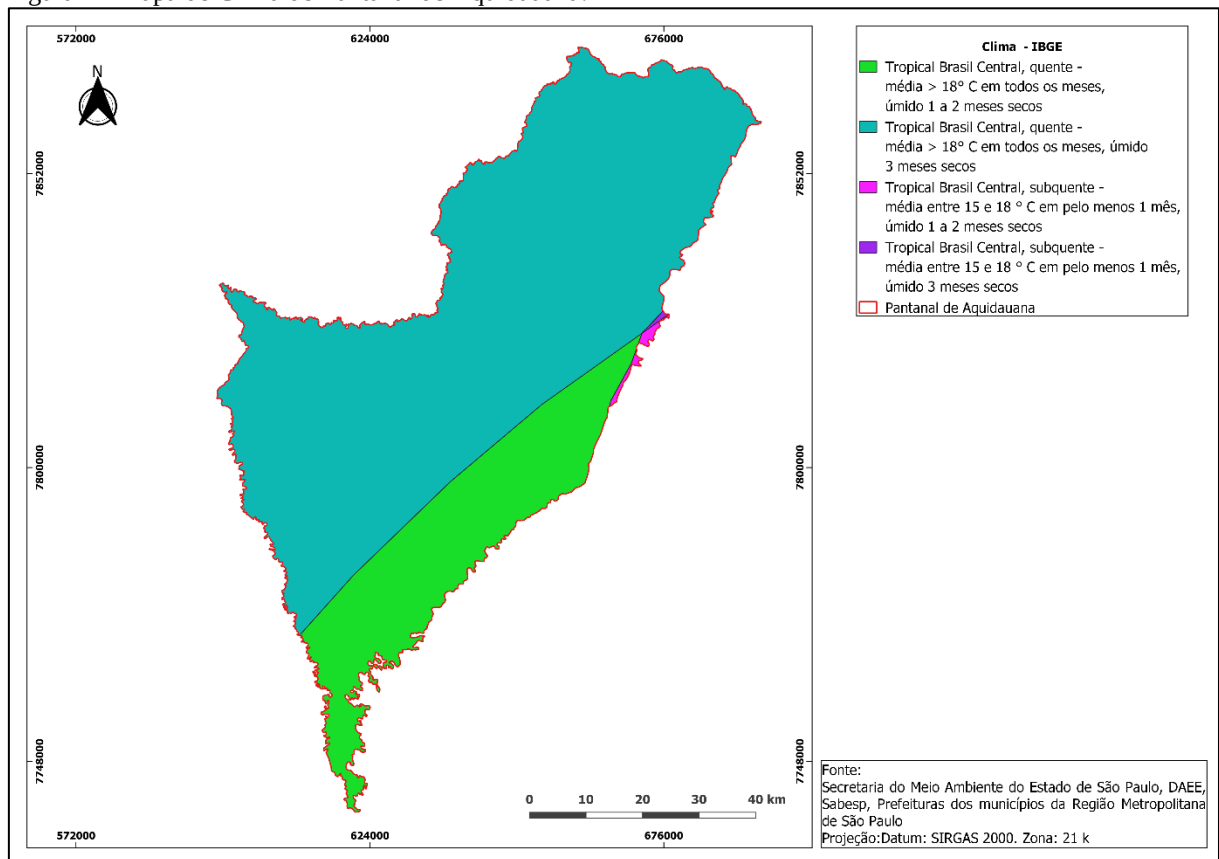
A influência da temperatura e da precipitação no desenvolvimento da vegetação é destacada por Kanieski et al. (2012). Esses fatores exercem uma influência direta sobre a produtividade e o crescimento das plantas. Dessa forma, a aplicação criteriosa das classificações climáticas torna-se fundamental para o zoneamento agrícola e florestal, além de desempenhar um papel crucial na introdução de novas espécies. Essas medidas podem inclusive contribuir para o aumento da qualidade e produtividade dos produtos agroflorestais.

De acordo com os dados de índices pluviométricos fornecidos por Silva (2018), a região do Pantanal de Aquidauana registra níveis de precipitação que variam de 1186 mm a 1830 mm. Essas

chuvas concentram-se principalmente nas áreas Sul (S) e Sudeste (SE), especialmente nas proximidades do planalto da Serra de Maracaju.

Os dados de climas extraídos pelo Centro de Estudos da Metrópole (CEM), 2021, (Figura 7) com base de dados georreferenciada com o cruzamento entre dados demográficos e econômicos dos municípios do Brasil em relação à divisão em zonas climáticas, conforme a classificação Köppen, indicam a região do Pantanal de Aquidauana situa-se em Clima Tropical úmido ou subúmido, caracterizado por apresentar temperatura média do mês mais frio sempre superior a 18°C apresentando uma estação seca de pequena duração que é compensada pelos totais elevados de precipitação. (Golfari et al., 1978).

Figura 7 - Mapa de Clima do Pantanal de Aquidauana.



Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Edição: autora, 2023.

4.1.3 Geomorfologia

Segundo o IBGE (2023), o Pantanal de Aquidauana está localizado nos domínios morfoestruturais das Bacias e Coberturas Sedimentares Fanerozoicas e Depósitos Sedimentares Quaternários. Na região, encontram-se unidades geomorfológicas de 2º nível, como o Pantanal do Miranda-Aquidauana, Pantanal Negro-Taboco, Pantanal Taquari-Nhecolândia-Paiaguás, Planalto Dissecado da Borda Ocidental da Bacia do Paraná, Planícies Colúvias Pré-Pantanal e

o Primeiro Patamar da Borda Ocidental da Bacia do Paraná, caracterizando-se por Planaltos e Patamares da Borda Ocidental da Bacia do Paraná. Os tipos de categorias geomorfológicas foram divididos em 8 classes. Planalto de inundação, Planície fluvial, Planície fluviolacustre, rampa de colúvio, Terraço fluvial, Homogênia aguçada, homogênea tabular e Pediplano retocado inumado conforme figura 8.

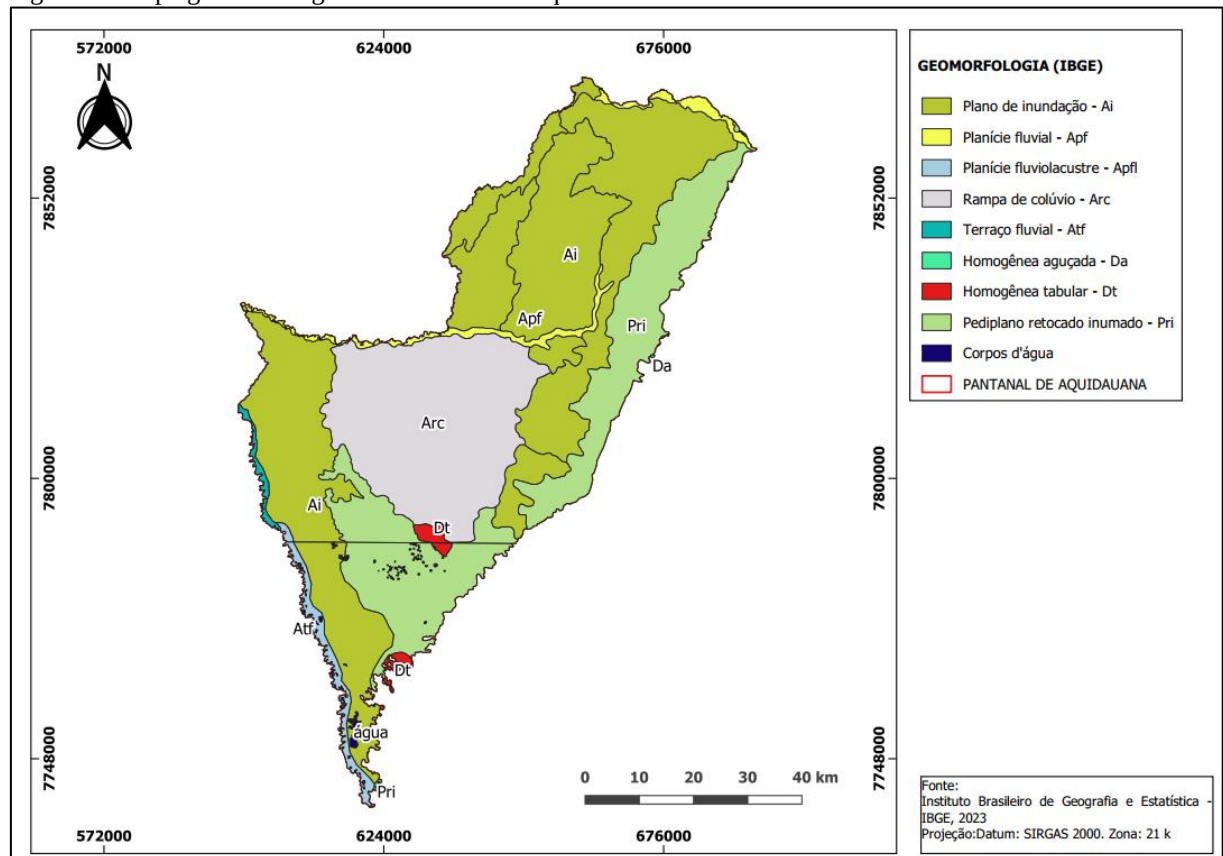
Os tipos de acumulações presentes são os seguintes: Plano de Inundação – Ai, são áreas abaciadas resultantes de planos convergentes, compostas por areia e/ou argila, suscetíveis ou não a inundações periódicas. Podem apresentar arreísmo e/ou incluir lagoas fechadas ou conectadas de forma precária à rede de drenagem.

Terraço – Atf é um tipo de acumulação fluvial que se apresenta de forma plana e levemente inclinada, com uma ruptura de declive em relação ao leito do rio e às várzeas recentes situadas em um nível inferior. Este tipo de formação é esculpido devido a mudanças nas condições de escoamento e à subsequente retomada da erosão. Geralmente é encontrado nos vales contendo depósitos aluviais de granulometria variada, desde fi nas a grosseiras, pleistocênicas e holocênicas.

Fluviolacustre Planície – Apfl é uma área plana formada pela combinação de processos de acumulação fluvial e lacustre. Essa área pode conter canais anastomosados, meandros abandonados (*oxbow lakes*) e diques marginais. É encontrada em regiões sujeitas a processos combinados de acumulação fluvial e lacustre, onde ocorrem inundações periódicas com a formação de barramentos, resultando na criação de lagos.

Pediplano Retocado Inumado/Desnudado – Pri, com superfície de aplanamento elaborada durante fases sucessivas de retomada de erosão, sem, no entanto, perder suas características de aplanamento, cujos processos geram sistemas de planos inclinados, às vezes levemente côncavos. Pode apresentar cobertura detrítica e/ou encouraçamentos com mais de um metro de espessura, indicando remanejamentos sucessivos (Pri). Ocorre nas depressões pediplanadas interplanálticas e periféricas tabuliformes e no sopé de escarpas que dominam os níveis de erosão inferiores e eventualmente nos topos de planaltos e chapadas ao longo dos vales, conforme Figura 8.

Figura 8 - Mapa geomorfológico do Pantanal de Aquidauana.

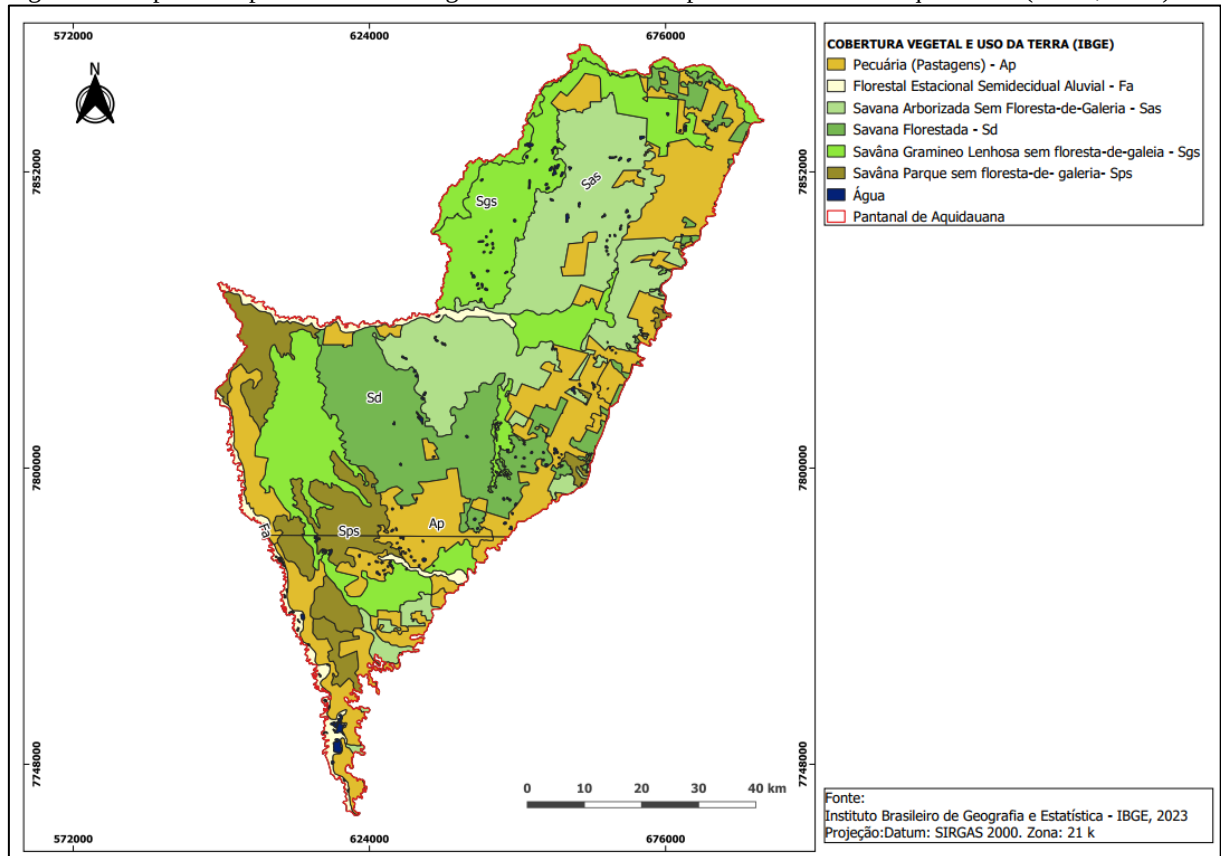


Fonte: IBGE, 2023. Editado pela autora, 2023.

4.1.4 Vegetação

O tipo de cobertura vegetal existente no Pantanal de Aquidauana de acordo com IBGE, 2023, divide-se em 6 classes. Os tipos de fisionomias presentes são destacados pelas Regiões de Savana, divididas em arborizada sem floresta-de-galeria, florestada, gramíneo lenhosa sem floresta-de-galera e parque sem floresta de galeria. Além destas, estão presentes floresta estacional semidecidual aluvial e a presença de pastagens, conforme destaca a Figura 9

Figura 9 - Mapa de mapa da cobertura vegetal e do uso da terra para o Pantanal de Aquidauana (IBGE, 2023).



Fonte: IBGE (2023), editado pela autora (2023).

A classe Florestal Estacional Semidecidual caracteriza-se por formação que ocupam preferencialmente os terraços e planícies quaternárias ao longo dos cursos d'água. É encontrada com maior frequência na grande depressão pantaneira Mato-Grossense do Sul e também ao longo dos formadores do Xingu, médio Araguaia e Paraná, as vezes constituindo encraves com fisionomias de Savana (cerrado) ou em associação com Formações Pioneiras, herbáceas e arbustivas (IBGE, 2017).

A categoria Savana Arborizada sem floresta-de-galeria são subformação de ocorrência nos interflúvios ou relevos tabulares e ou colinosos, caracterizados pela ausência ou insignificante presença de drenagem e em consequência, sem apresentar florestas-de-galeria ou matas ciliares. (IBGE (2017)

O Tipo Savana arborizada são um Subgrupo de formação que representa a forma mais alta ou de maior volume de fitomassa, popularmente chamada de cerradão. Caracteriza-se por apresentar dossel arbóreo geralmente fechado, com indivíduos de alturas variáveis de 7 até 15 metros, as vezes mais. É a tipologia de ocorrência principal no cerrado de São Paulo e no centro-sul do Maranhão, também ocorrendo, em extensões menores por toda a região da Savana (cerrado) IBGE (2017).

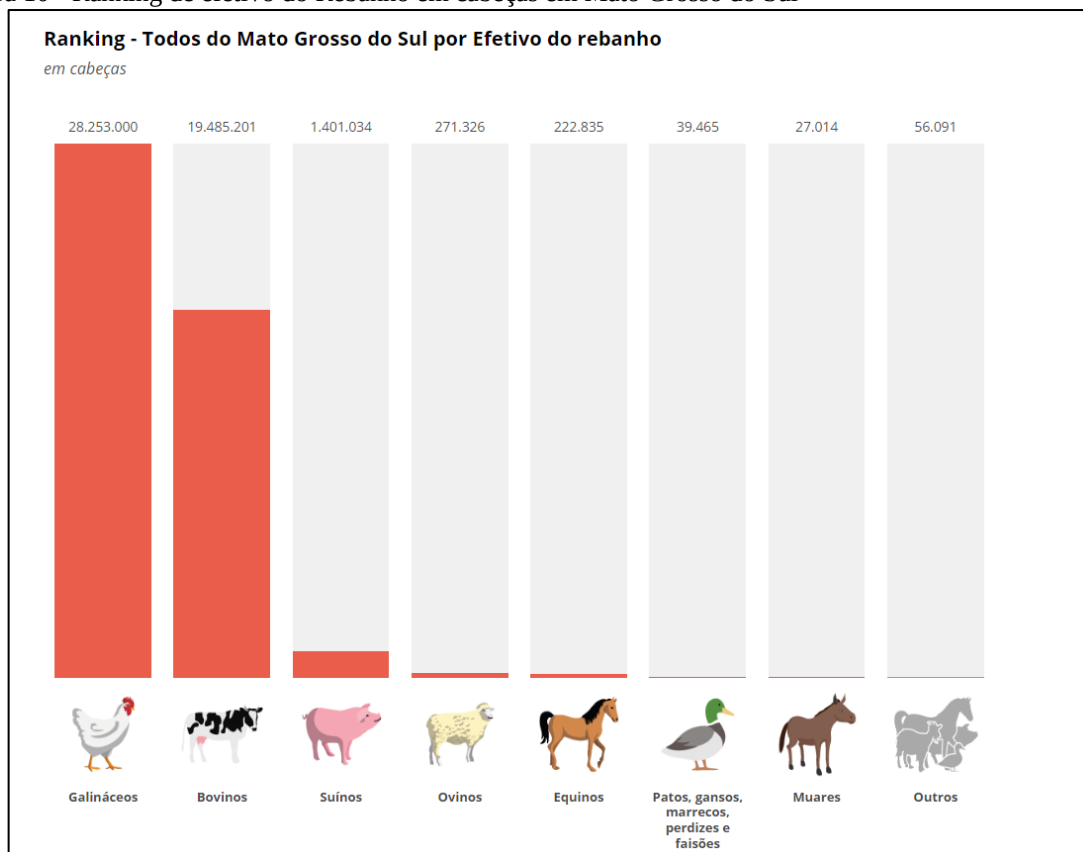
Há ainda a categoria Savana Gramíneo-Lenhosa sem floresta-de-galeria encontradas na região do pantanal que representa ocorrência nos interflúvios ou relevos colinosos e ou tabulares, caracterizados pela ausência ou insignificante presença de drenagens e em consequência, sem apresentar florestas-de-galeria ou matas ciliares.

Por fim, também está presente o tipo de vegetação Savana Parque sem floresta-de-galeria. Subformação de ocorrência nos relevos dissecados, caracterizados pela presença de drenagens e em consequência, apresentando florestas-de-galeria ou matas ciliares, associadas.

4.1.5 Aspectos Socioeconômicos

A economia de Mato Grosso do Sul tem como principal pilar a pecuária bovina, destacando-se como o segundo maior produtor de carne no Brasil e o primeiro com o Sistema de Inspeção Federal. O estado abriga trinta e um frigoríficos, dos quais nove deles estão autorizados para exportação (ESSELIAN, 2011). Segundo IBGE (2017) no Estado de Mato Grosso do Sul o rebanho de bovinos destaque-se por ser a segunda atividade mais desenvolvida no Estado com 19.485.201 por efetivo do rebanho em cabeças, conforme Figura 10.

Figura 10 - Ranking de efetivo do Rebanho em cabeças em Mato Grosso do Sul



Fonte: IBGE (2017).

O Estado de Mato Grosso do Sul segundo dados do último censo agropecuário IBGE (2017) teve um aumento em relação as lavouras permanentes e temporárias em relação ao censo anterior IBGE (2006) em 0,6% e 11,8% respectivamente. As pastagens naturais caíram para 16,1% e as plantadas com 44,3%. As matas naturais aumentaram em 22% e as plantadas também para 3,3%.

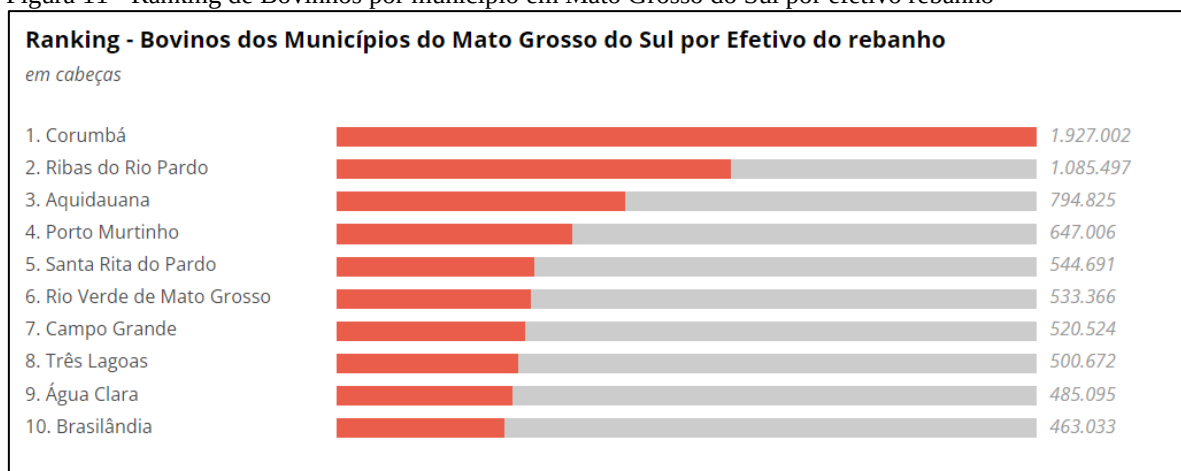
Na região do Município de Aquidauana, o meio físico característico desta região, influenciou na localização dos primeiros povoamentos, que foram impulsionados por atividades econômicas específicas. As águas e o gado fazem parte da cultura regional (JOIA, 2005).

A presença de áreas de campo nativo favoreceu migrações inter-regionais para a criação de fazendas no Pantanal, introduzindo o gado nessas áreas desde 1740. Conforme TEBET (2003), as cabeças de gado aumentaram rapidamente e consolidaram uma estrutura de latifúndios. Contudo, foi somente a partir de 1914, com a criação da RFN (Ferrovia - Trajeto Bauru/Corumbá), que a pecuária entrou no circuito nacional.

O município de Aquidauana segundo IBGE (2022) possui uma área territorial de 17.087,021km² e conta com uma população de 46.803 e uma densidade demográfica de 2,74 hab/km². Sua renda per capita é de R\$ 25.007,82.

Destaca-se ainda por ser o 3º no ranking de criação de bovinos no Estado de Mato Grosso do Sul com um efetivo de 795.825 efetivos de rebanho por cabeça, ficando atrás dos municípios de Ribas do Rio Pardo e Corumbá, conforme Figura 11.

Figura 11 - Ranking de Bovinhos por município em Mato Grosso do Sul por efetivo rebanho



Fonte: IBGE (2017).

Neste contexto, os sistemas produtivos no Pantanal trouxeram novas formas de interação com o ambiente reposicionando no cenário da pecuária brasileira. Chamado de sistema modernizado, conduzido por agentes mais capitalizados, em geral, externos que adquiriram terras no Pantanal (ARAUJO et al, 2020).

Esse sistema transformou uma paisagem pecuária, adotando uma abordagem mais empresarial. Houve a chegada de mão-de-obra especializada e, ao contrário do "fazendeiro pantaneiro", investe-se em técnicas como o uso prioritário de pastos plantados (mais resistentes às inundações) e em práticas de controle do manejo animal (sanitário, reprodutivo e nutricional) baseada em tecnologias modernas (ARAUJO, 2006).

Um terceiro tipo de sistema aborda produções alternativas, como os sistemas orgânicos e biodinâmicos na criação de bovinos de corte. Essas produções visam atender mercados consumidores mais exigentes, seguindo o paradigma da sustentabilidade. Elas se baseiam na identidade da pecuária pantaneira, considerada adaptada à variabilidade ambiental e um vetor de formação sociocultural do Pantanal, sendo um saber-fazer que deve ser preservado (VARGAS, 2009).

O sistema técnico da pecuária pantaneira é caracterizado até hoje pelo aproveitamento dos campos nativos. Isso resulta em um menor custo de produção, mas também em índices zootécnicos inferiores quando comparados ao sistema de produção do planalto. Esse sistema extensivo sujeito ao manejo nutricional do gado à variação da oferta de pastagens ao longo do ano, com períodos críticos comuns de deficiência de alimento e água (SANTOS et al., 2002).

4.2 Procedimentos metodológicos

Para o mapeamento de uso da terra e cobertura vegetal dos anos de 2000, 2010 e 2017, foram utilizadas imagens da base de dados do MapBiomas da coleção 6 (SOUZA et al., 2020), que são advindas do satélite Landsat 5 e Landsat 8.

4.2.1 Caracterização das Classes para o Mapeamento

As classes de uso da terra e cobertura vegetal geradas através do Mapbiomas são definidas através de cada bioma com os mapas dos temas transversais integrados cruzados com IBGE (1999; 2012), FAO (2012) e Inventário Nacional de Emissões de GEE (2015), através da sobreposição hierárquica de cada classe mapeada (Quadro 2), conforme a regras específicas de prevalência. O processo de integração foi feito pixel a pixel, (SOUZA et al., 2020).

Para a delimitação da área de estudo, realizou-se o recorte inserindo o limite do Pantanal de Aquidauana na escala de 1:100.000, no formato Shapefile. O polígono do limite foi ajustado por Silva (2014), tomando como referência o limite proposto por Silva e Abdon (1998) na escala de 1:250.000.

Em seguida, a imagem da coleção 6 mosaicada de uso e cobertura da terra do Estado de Mato Grosso do Sul para os anos de 2000, 2010 e 2017 foi sobreposta a esse polígono. Posteriormente, foi realizado um recorte utilizando a ferramenta "*extract – extract by mask*", resultando na geração de uma imagem recortada do Pantanal de Aquidauana para cada ano. Inicialmente foram geradas 10 classes do recorte, sendo elas: Formação Florestal; Formação Savânica; Campo Alagado e Área Pantanosa; Formação Campestre; Pastagem; Cana-de-açúcar; Mosaico de Agricultura e Pastagem; Rio, Lago e Oceano; Soja e Outras Lavouras Temporárias. Posteriormente, realizou-se a reclassificação das classes para sua classe principal com confirmação por meio de trabalho em campo.

Isso permitiu identificar a reclassificação mais apropriada à área de estudo, resultando nas seguintes categorias: Formação florestal/savânica, Campo Alagado e Área Pantanosa, Formação Campestre, Pastagem e Água.

Quadro 2 - Regras gerais de prevalência para integração de biomas e transversalidade de mapas temáticos (coleção 6).

COLEÇÃO 6	
1. Floresta	
1.1.	Formação Florestal
1.2.	Formação Savânica
1.3.	Mangue
1.4.	Restinga Arborizada (beta)
2. Formação Natural não Florestal	
2.1.	Campo Alagado e Área Pantanosa
2.2.	Formação Campestre
2.3.	Apicum
2.4.	Afloramento Rochoso
2.5.	Outras Formações não Florestais
3. Agropecuária	
3.1.	Pastagem
3.2.	Agricultura
3.2.1.	Lavoura Temporária
3.2.1.1.	Soja
3.2.1.2.	Cana
3.2.1.3.	Arroz (beta)
3.2.1.4.	Outras Lavouras Temporárias
3.2.2.1.	Lavoura Perene
3.2.2.2.	Citrus (beta)
3.2.2.3.	Outras Lavouras Perenes
3.3.	Silvicultura

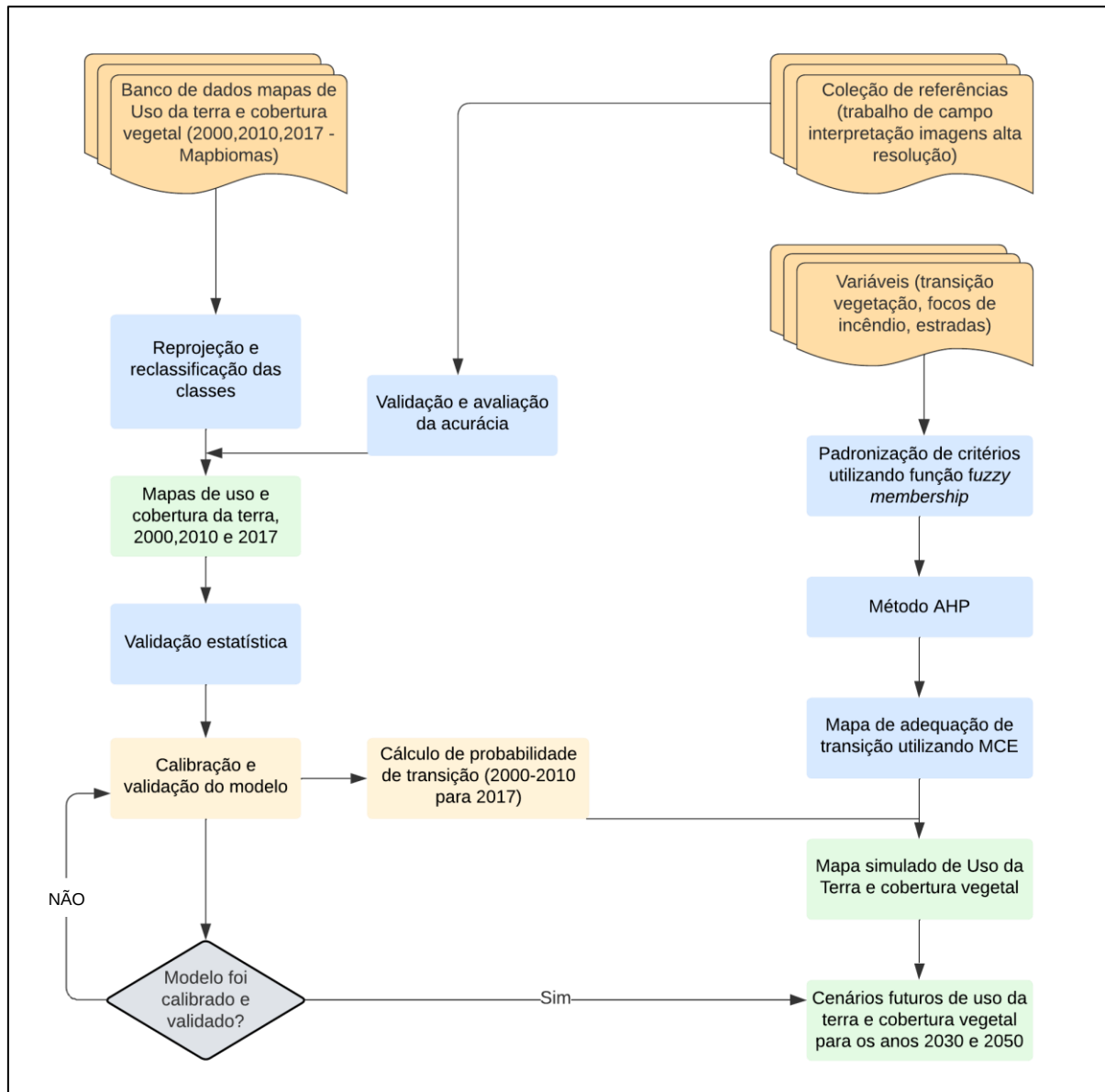
3.4. Mosaico de Agricultura e Pastagem
4. Área não vegetada
4.1. Praia, Duna, e Areal
4.2. Área Urbanizada
4.3. Mineração
4.4. Outras Áreas não vegetadas
5. Copo D'água
5.1. Rio, Lago e Oceano
5.2. Aquicultura
6. Não observado

4.2.2 Modelagem Preditiva de uso da terra e cobertura vegetal

A simulação das mudanças no uso da terra, na cobertura vegetal e na distribuição espacial para os cenários futuros de 2030 e 2050 foi conduzida por meio do software TerrSet 18.31 (EASTMAN, 2017). Essa simulação se baseou no modelo CA-Markov, que combina as teorias das cadeias de Markov e dos Autômatos Celulares. Diversos modelos de simulação são empregados para avaliar e propor cenários futuros de mudanças no uso da terra.

O modelo das Cadeias de Markov, em particular, é amplamente utilizado para cenários estacionários (SALLES et al., 2015). Esses modelos também têm sido aplicados em áreas do Pantanal, como evidenciado em Silva (2017), Bacani et al. (2016) e Terra (2012). O processo foi conduzido seguindo as etapas apresentadas na Figura 12.

Figura 12 - Fluxograma metodológico da modelagem dinâmica.



Fonte: Adaptado Cunha (2021).

Para a modelagem optou-se por sintetizar as dez classes de uso da terra e cobertura vegetal mapeadas entre os anos de 2000, 2010 e 2017, em 5 classes: (1) Formação Florestal/Formação Savânica, (2) Campo Alagado e Área Pantanosa, (3) Formação Campestre, (4) Pastagem e (5) Rio, Lago, Oceano. Essa redução foi adotada devido à complexidade da área de estudo encontrada no processo de modelagem, conforme demonstra o Quadro 3.

Quadro 3 - classes temáticas uso da terra e cobertura vegetal.

Classes temáticas de Uso da Terra e cobertura vegetal (Mapbiomas)	Classes temáticas de Uso da Terra e cobertura vegetal reagrupadas para modelagem
formação florestal	formação florestal/formação savânica
formação savânica	
campo alagado e área pantanosa	campo alagado e área pantanosa
formação campestre	formação campestre
Cana	pastagem
mosaico de agricultura e pastagem	
outras lavouras temporárias	
rio, lago, oceano	água

As áreas identificadas como Cana, Mosaico de agricultura e outras lavouras temporárias foram agrupadas na classe de pastagem após verificação em campo. Devido ao tamanho consideravelmente pequeno em relação à área total do estudo e à ausência de características distintas de algum tipo de agricultura, decidiu-se reclassificá-las na classe de pastagem.

4.2.3 Agentes modificadores

Os agentes modificadores desempenharam um papel crucial na formulação do modelo simulado de uso da terra e cobertura vegetal. Eles foram empregados como variáveis explicativas, fornecendo suporte na compreensão do processo de expansão das áreas de pastagem, que incluíam transições entre as classes de formação florestal, formação campestre e pastagem, focos de incêndio e vias de acesso, como estradas (Figura 13).

A criação dos mapas de adequação de probabilidade envolveu a utilização de técnicas como *Fuzzy Membership Functions* (FMF), *Analytic Hierarchy Process* (AHP) e *Multi-Criteria Evaluation* (MCE). No total, quatro fatores naturais e antrópicos foram incorporados como componentes das forças motrizes de mudança Figura 14.

Para determinar os pesos dos fatores e avaliar sua influência nas mudanças, foi empregado o método AHP com uma ênfase na relação de consistência, seguindo a abordagem proposta por FORD et al. (2019) e EASTMAN (1999). Nesse processo, os pesos foram derivados por meio de comparações em pares, revelando a importância relativa dos diferentes fatores (Tabela 2) no contexto da adequação de cada pixel às diferentes classes.

A AHP demonstrou ser uma escolha adequada para resolver problemas complexos, especialmente aqueles que envolvem a colaboração de várias variáveis e componentes inter-relacionados. Essa abordagem se destaca por sua capacidade de proporcionar uma estrutura

decisória sólida, eficaz na análise de cenários multifacetados e na identificação de soluções em situações desafiadoras, envolvendo percepções e julgamentos humanos, cujas decisões têm repercussões a longo prazo (GUAN et al., 2011).

I. Áreas de transição de mudanças entre a formação florestal/savânica e formação campestre para pastagem:

Estas áreas foram extraídas através da ferramenta LCM (*Land Change Modoler*), acopladas ao software TerrSet 18.31 (EASTMAN, 2017). Por meio da opção *Changes Analysis*, calculou-se as áreas de transição de mudanças entre as classes temáticas de Formação florestal/Savânica e Pastagem, bem como entre Formação Campestre e Pastagem, nos anos de 2000 e 2010. Esses cálculos foram realizados para a calibração do modelo. Posteriormente, também foram calculadas as transições entre os anos de 2010 e 2017, a fim de simular o modelo para 2030. A importância desse fator como agente modificador deve-se a relação entre as mudanças da paisagem com o tipo de atividade econômica da região.

II. Focos de incêndios:

As áreas de focos de incêndios foram obtidas por meio de download do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), acessível em: <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas>. Essas áreas foram extraídas no formato Shapefile (.shp). A relevância dessa variável é significativa, principalmente devido ao papel das queimadas como uma prática comum no Pantanal.

Leite (2018) enfatiza que os produtores da região adotam essa prática como parte de suas estratégias de manejo. No entanto, é importante observar que as queimadas precisam ser regulamentadas para evitar riscos, pois, quando as queimadas são realizadas de forma inadequada, há um aumento significativo no risco de desencadear incêndios florestais de grandes proporções. Por isso a importância de uma abordagem cuidadosa na aplicação das queimadas, levando em conta os aspectos que influenciam o comportamento do fogo no ecossistema do Pantanal.

III. Vias de acesso:

São áreas de estradas que foram adquiridas por meio de download dos arquivos da galeria PIN/MS (Portal de Informação e Geoposicionamento de MS) com referência a dados do INCRA (Instituto nacional da Colonização e Reforma Agrária), em formato *Shapefile* (.shp).

Estudos, como de ABDON et al. 2007, indicam que esse fator pode ter uma conexão direta com as áreas de incêndio, já que ocorrem principalmente perto de estradas e hidrovias. Cerca de 60% dos incêndios começaram e permaneceram concentrados a uma distância de 5 km dessas vias.

Outra justificativa para a importância desse fator, conforme Bastos (2009, p. 101), é que a abertura de estradas impulsiona as frentes de desmatamento. A partir dessas estradas, inclusive oficiais, surgem vias clandestinas que exercem uma forte pressão sobre os recursos das áreas protegidas próximas a elas.

Figura 13- Agentes modificadores para mudanças nas forças motrizes: (a) área de transição formação florestal/savânica para pastagem; (b) Área de transição formação campestre para pastagem; (c) Focos de incêndios; (d) Vias de acesso.

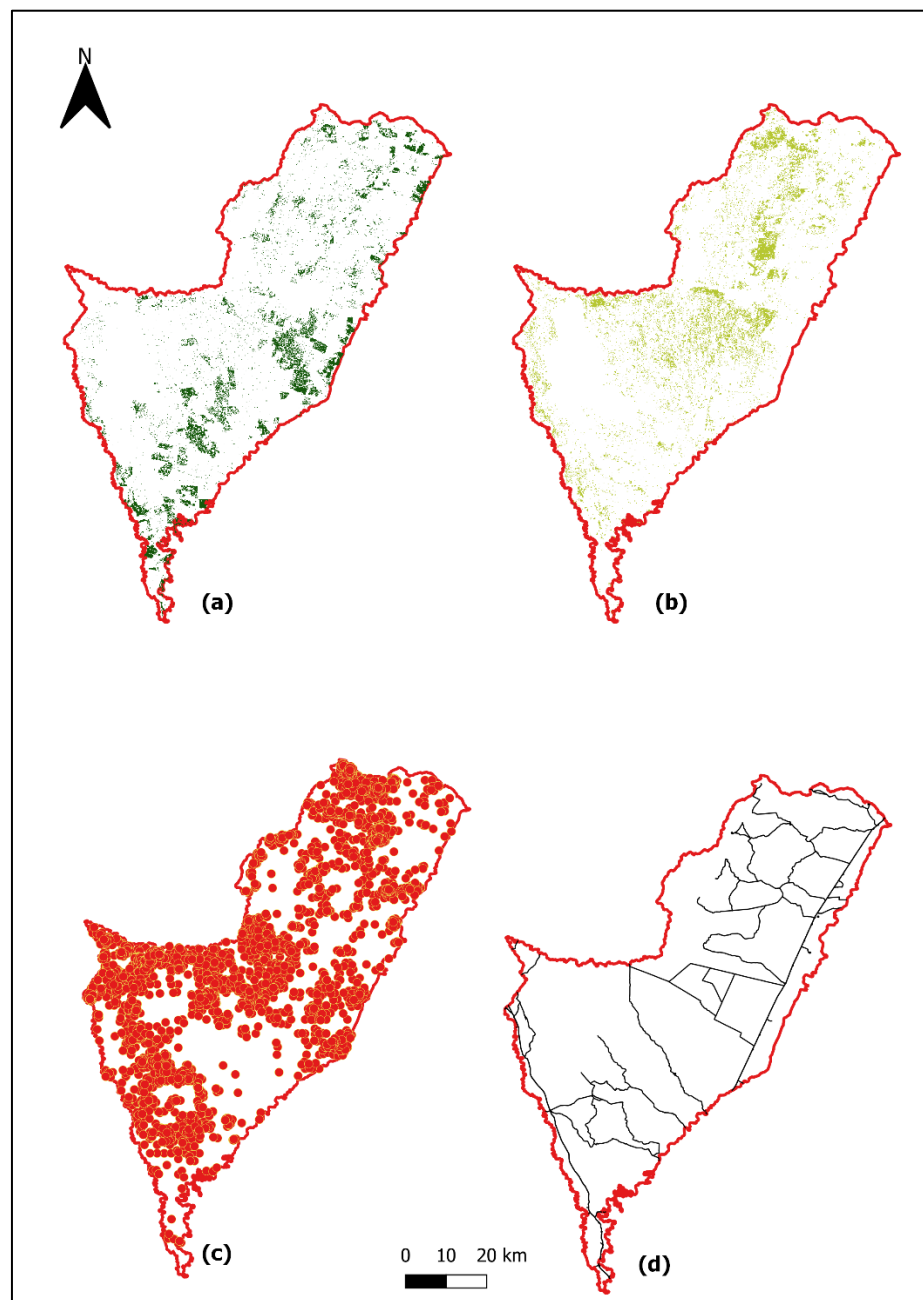
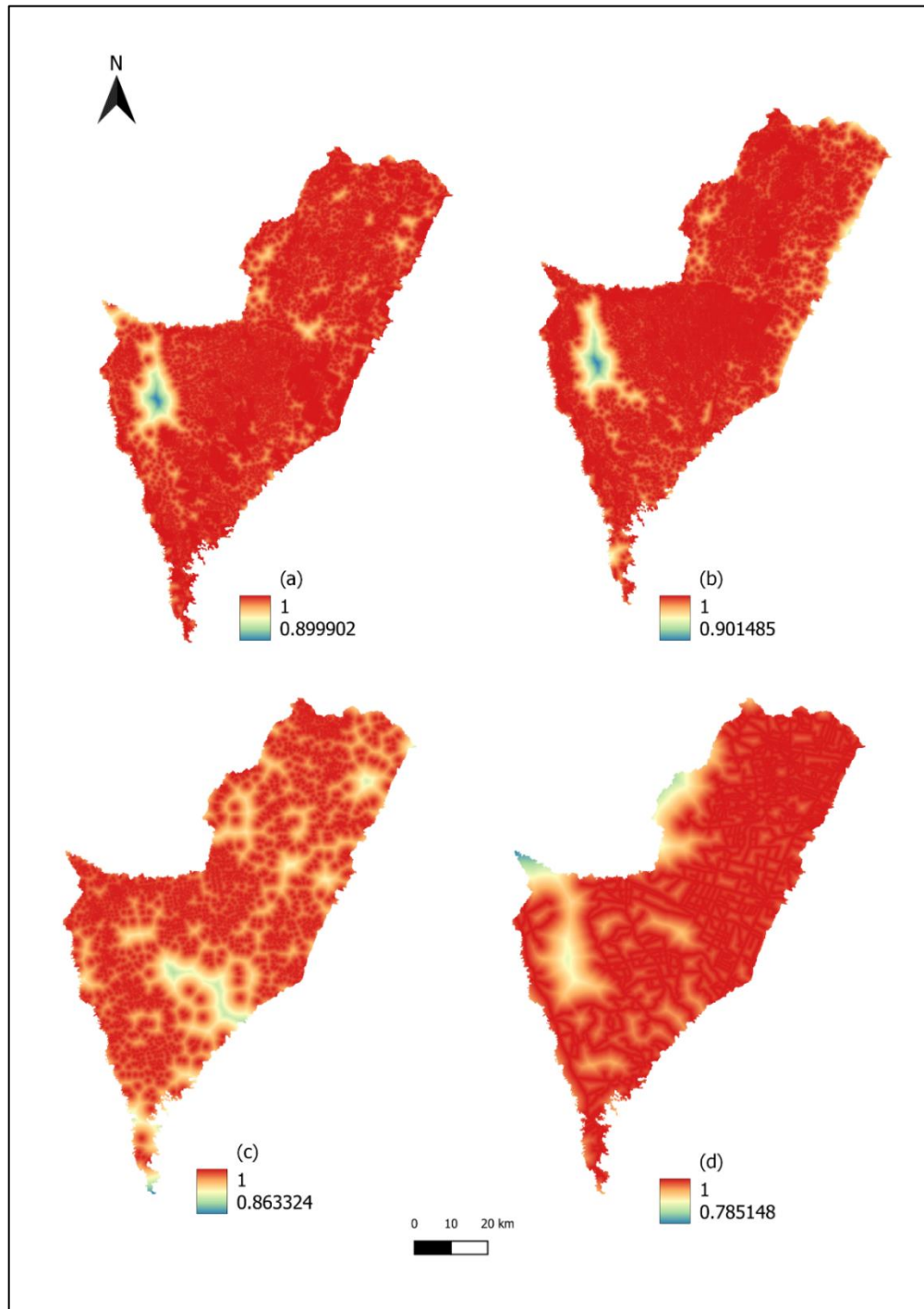


Figura 14 - Agentes modificadores classificados pelo método fuзо linear para mudanças nas forças motrizes: (a) área de transição formação florestal/savânica para pastagem; (b) Área de transição formação campestre para pastagem; (c) Focos de incêndios; (d) Vias de acesso



4.2.4 Método AHP e Análise Multicritério

Em seguida, as variáveis explicativas passaram pelo método AHP - Processo Analítico Hierárquico (*Analytic Hierarchy Process*), a fim de atribuir valores de acordo com o grau de influência de cada variável nas transformações do uso da terra e da cobertura vegetal. Essa avaliação foi realizada utilizando as ferramentas *GIS Analysis – Decision Support Wight*.

A etapa subsequente envolveu a atribuição de valores às relações de importância entre as variáveis. Esses valores foram categorizados em uma escala que varia de "Menos Importante" a "Muito Importante".

A determinação dos valores de importância foi conduzida por meio de uma tabela que correlaciona as diferentes variáveis (Tabela 2). O resultado é uma composição hierarquicamente organizada de valores, que apresenta a hierarquia de importância dos fatores que influenciam as mudanças no uso da terra e na cobertura vegetal. Esse arranjo permite compreender, de maneira estruturada, quais fatores têm maior impacto e quais possuem menor influência nessas transformações.

Tabela 2 - Matriz de comparação pareada dos fatores: transição floresta para pastagem, campestre para pastagem, focos de incêndio e estradas.

Fatores	Ponderação das classes de uso da terra para			
	Transição floresta para pastagem	Transição campestre para pastagem	Focos de incêndio	vias de acesso (estradas)
Transição floresta para pastagem	1			
Transição campestre para pastagem	1	1		
Focos de incêndio	1/5	1/5	1	
Vias de acesso (estradas)	1/3	1/3	1	1

Ao final do processo, a tabela de resultados obtidos pelo método AHP passa por uma análise multicritério utilizando as ferramentas *GIS Analysis - Decision Support - MCE* no software IDRISI Selva 17.0 (EASTMAN, 2011). Esse procedimento resulta na espacialização

da combinação entre as variáveis, evidenciando as áreas de maior influência, com variações numeradas de 0 a 1. Essas mudanças são então representadas na Tabela 3.

Tabela 3 -Conjunto de critérios (fatores e restrições) utilizados nos mapas de adequação e peso dos indicadores de avaliação dos resultados de julgamento dos pesquisadores na AHP.

Variável	Restrições	Peso dos autovetores
Transição Formação florestal/savânica para pastagem	Água	0.3961
Transição Formação campestre para pastagem	Água	0.3961
Focos de incêndio	Água	0.0908
Vias de Acesso	Água	0.1170

4.2.5 Calibração do Modelo

Para calibrar o modelo, foi realizado um processo de comparação entre o mapa simulado de 2017 e o mapa real, utilizando os mapas de 2000 e 2010 no módulo MARKOV, juntamente com o mapa resultante da análise multicriterial (MCE). Em seguida, os mapas de 2000 e 2010 foram inseridos no módulo CA-Markov, gerando o mapa simulado para o ano de 2017. Após, o modelo CA-Markov foi calibrado e validado com o mapa base de 2017, foram simulados cenários futuros de uso e cobertura da terra para os anos de 2030 e 2050. Para simular o ano de 2030, realizou-se a interações entre 2010 e 2017 (7 anos). Para os demais anos simulados, foram mantidos intervalos de tempo padronizados.

Em seguida, o mapa simulado foi submetido a uma avaliação estatística, comparando-o com o mapa real de 2017. Utilizamos o Índice Kappa (LANDIS e KOCH, 1977) conforme o quadro 4 e a Matriz de Confusão (CONGALTON, 1991), com o auxílio das ferramentas de Análise de Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Por fim, o mapa simulado de 2017 passou por outra validação no módulo *VALIDATE*, que oferece análises estatísticas mais abrangentes de validação. Essas análises incluem o Kappa Standard (padrão) e os valores de Kappa para localização e Kappa para quantidade, que são amplamente utilizados para validar modelos baseados em mapas de mudanças (CARVALHO, 2015; BACANI et al., 2016).

Quadro 4 - Qualificação de acordo com o Índice Kappa

Índice Kappa	Concordância
0,00	Péssima
0,01 a 0,20	Ruim
0,21 a 0,40	Razoável
0,41 a 0,60	Bom
0,61 a 0,80	Muito Bom
0,81 a 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

4.2.6 Modelagem de estoque e sequestro de carbono no inVEST

O modelo de estocagem e sequestro de carbono avalia a quantidade de carbono armazenada em determinada área de estudo e prevê a quantidade futura armazenada em um cenário futuro para a mesma área. Assim, a diferença entre essas quantidades será exatamente o total de carbono sequestrado ou liberado para a atmosfera. Ao atribuir um valor econômico por tonelada de carbono, obtém-se um indicador robusto que auxilia nos processos de tomada de decisão em relação à modificação dessa região.

O modelo InVEST de Armazenamento e Sequestro de Carbono requer valores para o estoque a armazenamento de carbono de quatro reservatórios de carbono (biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo, solo e matéria orgânica morta) armazenado ao longo de uma paisagem (Figura 15) e utiliza a fórmula (SHARP et al., 2016):

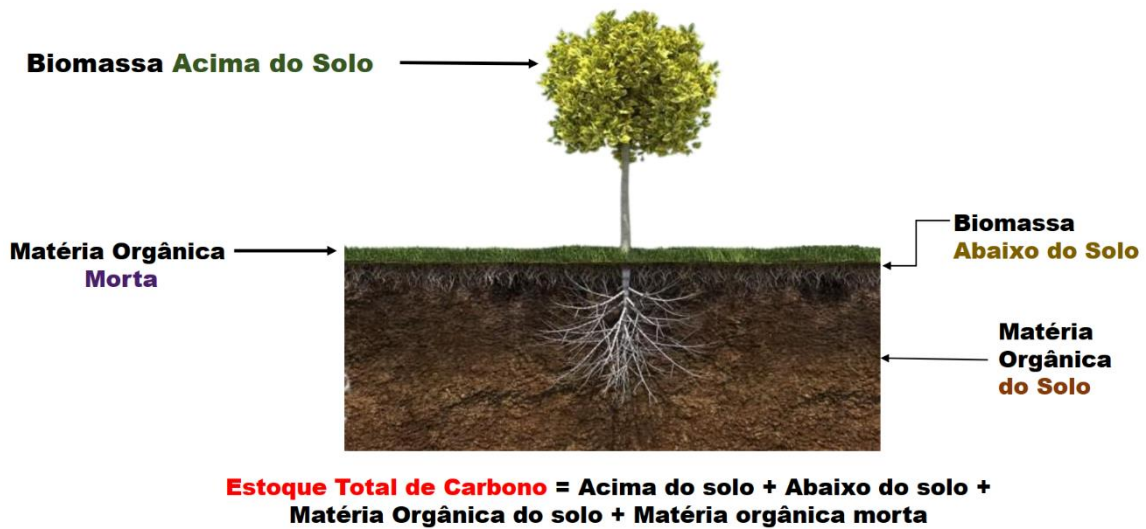
$$C_t = C_{pa} + C_{as} + C_s + C_n$$

Em que: C_t - Carbono total; C_{pa} - C parte aérea; C_{as} - C abaixo do solo; C_s - C do solo; C_n - C da necromassa

O Carbono Acima do solo ou parte aérea é representada pela biomassa acima do solo compreendendo todo o material vegetal vivo acima do solo (por exemplo, cascas, troncos, galhos, folhas). Já o Carbono abaixo do solo abrange os sistemas de raízes vivas da biomassa acima do solo. O Carbono no solo é componente orgânico do solo e representa o maior reservatório de carbono terrestre. A matéria orgânica inclui lixo, bem como madeira morta deitada e em pé.

Para cada categoria de uso da terra e cobertura vegetal, foram atribuídos valores de carbono em toneladas métricas por hectare (t/ha). Os valores foram baseados em literatura para a Biomassa Acima do Solo, Biomassa Abaixo do Solo e matéria orgânica morta. Além disso, amostras em campo foram coletadas para estimar o Carbono Orgânico no Solo.

Figura 15 - Representação das formas de estoque de carbono.



Fonte: adaptado (SHARP et al., 2016).

Para a valoração da estimativa do valor econômico do sequestro em função da quantidade de carbono sequestrado, utilizou-se a fórmula equação 2 do modelo InVEST da seguinte maneira:

O valor do sequestro de carbono ao longo do tempo para uma determinada parcela x é:

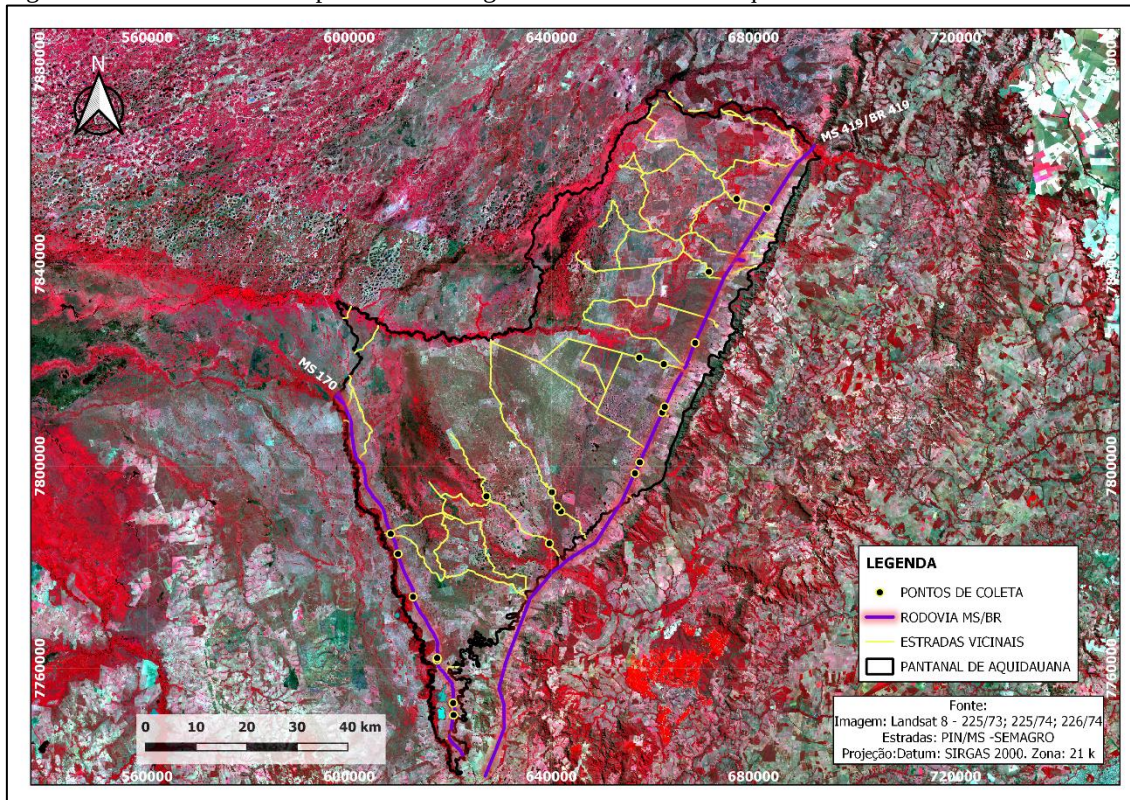
$$value_{seqx} = V \frac{Sx}{q-p} \sum_{t=0}^{q-p-1} \frac{1}{\left(1 + \frac{r}{100}\right)^t \left(1 + \frac{c}{100}\right)^t} \quad (2)$$

- v é o preço por tonelada métrica de carbono
- sx é a quantidade de carbono, em toneladas métricas, sequestrada na parcela x
- q é o ano futuro
- p é o ano atual
- r é a taxa de desconto de mercado anual para o preço do carbono
- c é a taxa anual de variação no preço do carbono

4.2.7. Matéria Orgânica do Solo

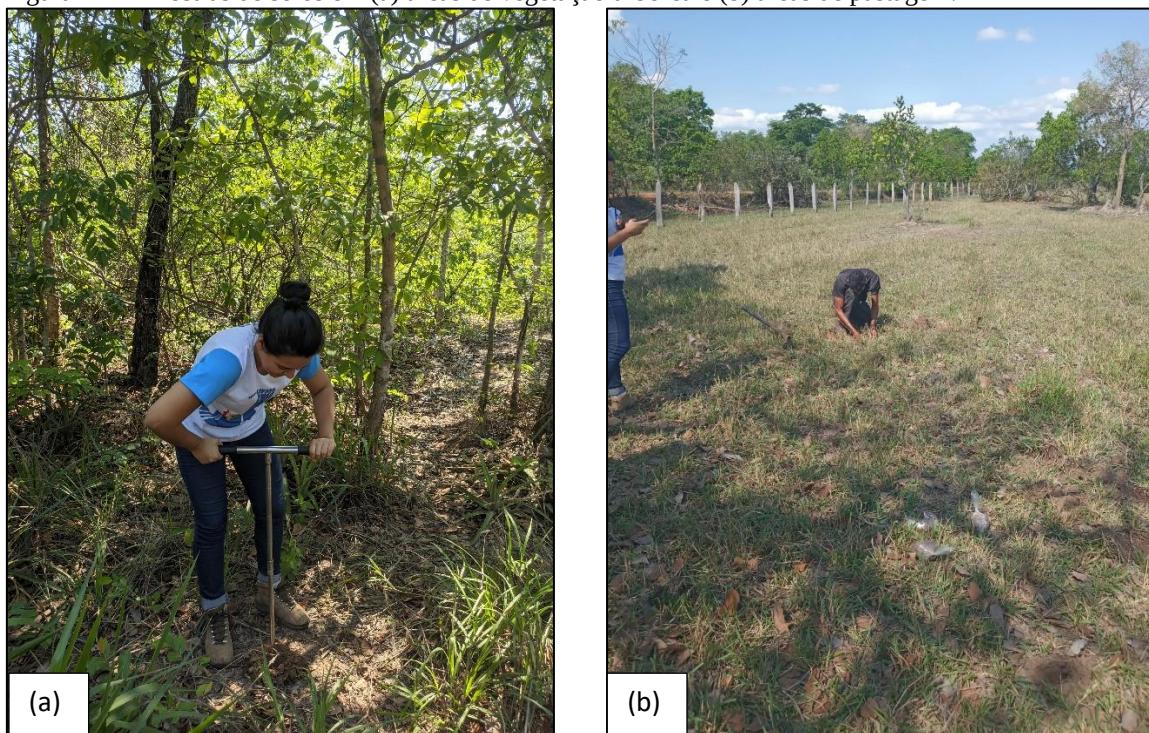
Para obter a variável da matéria orgânica do solo, foram realizadas coletas in loco em 48 pontos na área de estudo (Figura 16). Foram coletadas 2 amostras por ponto, abrangendo cada tipo de classe de uso da terra e cobertura vegetal. Além disso, foram incluídos outros pontos coletados em todo o Estado de Mato Grosso do Sul, totalizando 219 amostras. Essas amostras foram submetidas a análises geoestatística e submetidas ao processo de interpolação por Krigagem, sendo posteriormente aplicado um recorte para delimitar a área de estudo.

Figura 16 - Pontos coletados para carbono orgânico no Pantanal de Aquidauana.



Fonte: Dados Pin/MS – Semagro, Org.: Autora (2023).

Figura 17 - Amostras de solos em (a) áreas de vegetação arbórea e (b) áreas de pastagem.



Fonte: autor, 2022.

As amostras de solos coletadas foram encaminhadas ao Laboratório de Solos da Universidade Estadual Paulista - UNESP de Ilha Solteira, onde foi realizada a determinação do teor de carbono orgânico estimado pelo método Walkey-black (LEITE et al., 2004) e calculada a densidade aparente (CLAESSEN et al., 1997). Posteriormente, o estoque de carbono no solo foi calculado utilizando a fórmula proposta por FERNANDES (2009):

$$\text{Est C} = (\text{CO} \times \text{Ds} \times e)/10 \text{ onde:}$$

Est C = estoque de C orgânico em determinada profundidade (Mg.ha-1)

CO = teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g.kg-1)

Ds = densidade do solo da profundidade (kg.dm-3)

e = espessura da camada considerada (cm)

Após a identificação dos pontos de estoque de carbono, foi realizada a análise geoestatística por meio do cálculo do semivariograma experimental (Figura 18). Segundo Yamamoto e Landim (2013), o semivariograma experimental é um gráfico que expressa a variabilidade espacial entre as amostras, sendo uma função que só depende do vetor h , distância entre os pares de casos amostrados. A mesma é definida por meio do estimador de Matheron, conforme Equação 3.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum [z(x_i) - z(x_j)]^2 \quad (3)$$

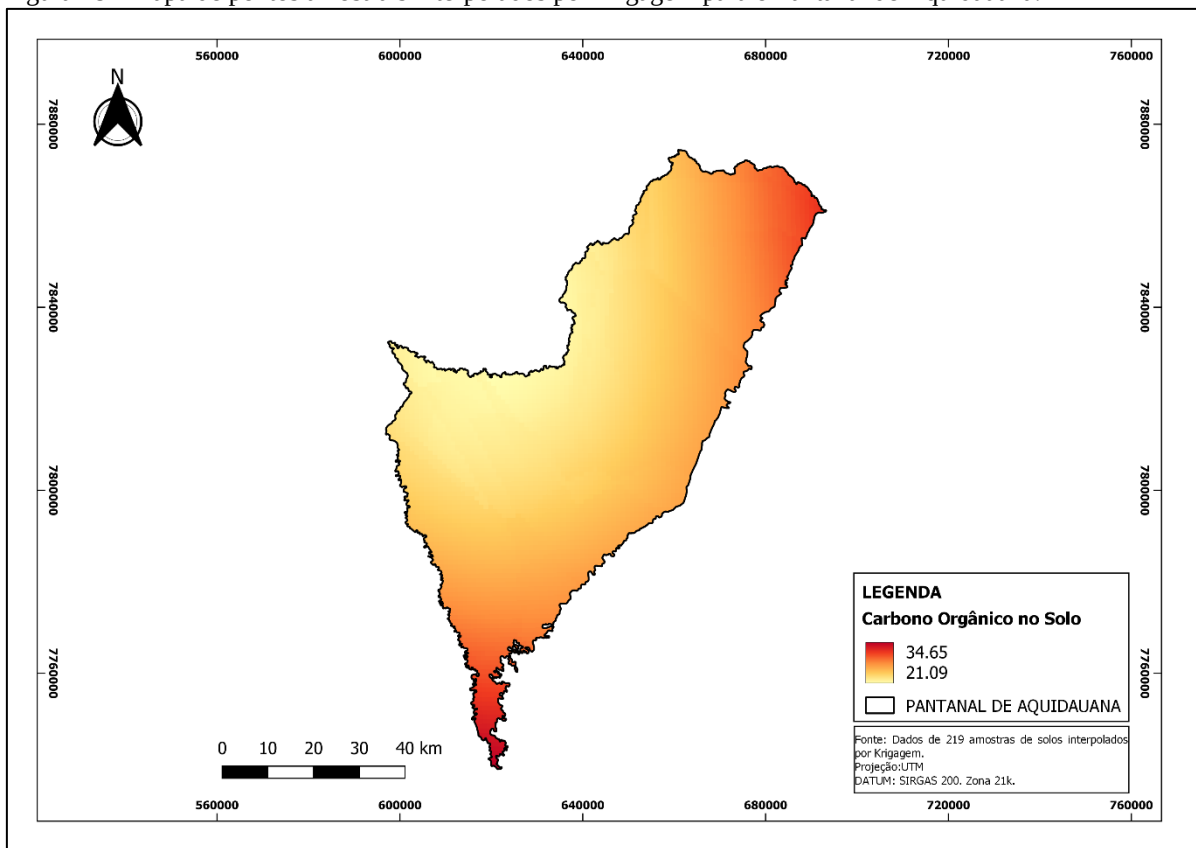
Em que: $\gamma(h)$ é a semivariância para a distância h ; $N(h)$ é o número de pares da variável $Z(x)$ tal que as observações $Z(x_i)$ e $Z(x_j)$ sejam separadas por uma distância h na área de estudo. Portanto a partir das semivariâncias experimentais, mostram os autores supracitados Yamamoto e Landim que é possível, quando ocorre a dependência espacial, ajustar modelos que descrevem o comportamento da semivariância em função da distância. A modelagem dos semivariogramas estudados para realização do trabalho foram por meio do modelo exponencial, com (Equação 4) e modelo gaussiana (Equação 5), e esférico (Equação 6).

$$\gamma(h) = C_0 + C \left[1 - e^{[-3(h/a)]} \right] \quad 0 < h < d \quad (4)$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \left[1 - e^{[-3(h/a)^2]} \right] \quad 0 \leq h \leq d \quad (5)$$

$$\gamma(h) = \begin{cases} C_0 + C \left[\frac{3}{2} \left(\frac{h}{a} \right) - \frac{1}{2} \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right] & 0 \leq h \leq a \\ C_0 + C & h > a \end{cases} \quad (6)$$

Figura 18 - Mapa de pontos amostrais interpolados por krigagem para o Pantanal de Aquidauana.



Em seguida, os valores de carbono armazenado nos quatro compartimentos foram atribuídos de acordo com a literatura mencionada: Lima et al. (2020), IPCC (2006) e Inventário Nacional de Emissão de Gases de Efeito Estufa (2021). Esses valores foram associados aos tipos de uso e cobertura da terra presentes na área de estudo (Tabela 4) e foram inseridos no formato CSV (*Comma Separated Values*) no Software InVEST. Adicionalmente, os mapas de uso da terra e cobertura vegetal em formato TIF para cada ano foram incluídos no software. A partir dessa integração, foram gerados os valores de Estoque, Sequestro e Monetização para a área de estudo.

Tabela 4 - Teor de carbono atribuído aos compartimentos de armazenamento de carbono, segundo as classes de uso da terra e cobertura vegetal.

Classes de uso e cobertura da terra	C Acima da terra	C embaixo da terra	Carbono no solo	Matéria orgânica morta
Formação Florestal	65	12.8	25.8	1.8
Campo Alagado e área pantanosa	7.4	17.57	23.87	1.78
Formação Campestre	4.17	13.94	24.19	0.38
Pastagem	7.6	1.1	26.65	1.78
Água	0	0	0	0

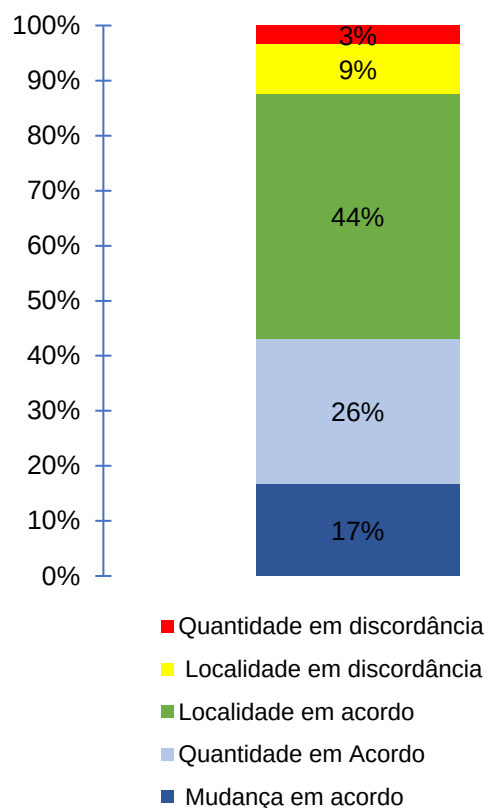
Fontes: Lima et al. (2020), IPCC (2006) e Inventário Nacional de Emissão de Gases de Efeito Estufa (2021).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Validação do Modelo CA-MARKOV

A análise de concordância e discordância, que se baseia na habilidade de precisar a quantidade e a alocação entre o mapa simulado e o mapa de referência, é evidenciada na Figura 19. Os resultados indicam que 44% das simulações das mudanças de uso e cobertura da terra foram alocadas corretamente, enquanto 26% das mudanças foram produzidas de maneira precisa. A discordância entre quantidade e localização combinadas resultou em um valor inferior a 12%. Segundo os critérios de Landis e Koch (1977), o desempenho do modelo foi considerado “exelentes” conforme evidenciado pelos valores obtidos para Kappa Padrão (κ_{standard}) = 0,78, kappa para ausência de informação (κ_{no}) = 0,85, e kappa para localização ao nível da célula de grade (κ_{location}) = 0,83.

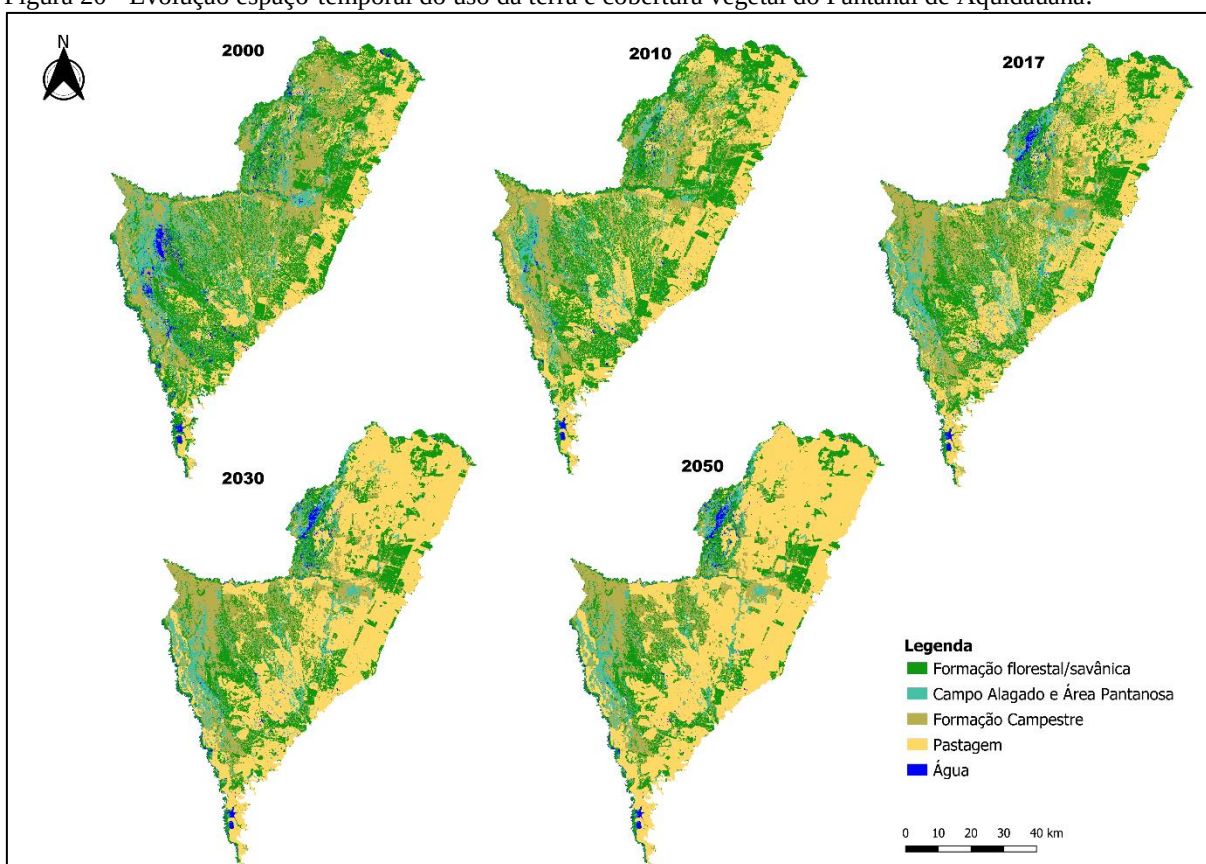
Figura 19 - Comparação do mapa simulado e o mapa de referência



5.2. Análise das mudanças no uso da terra e cobertura vegetal no Pantanal de Aquidauana

Por meio do mapeamento, foi possível quantificar e analisar as mudanças nos padrões de uso da terra e na cobertura vegetal nos anos de 2000, 2010, 2017 e nas áreas simuladas para 2030 e 2050. O mapeamento contemplou 5 classes principais: Formação florestal/savânica, campo alagado e área pantanosa, formação campestre, pastagem e água. A Figura 20 ilustra as transformações ocorridas no Pantanal de Aquidauana ao longo dessas décadas, evidenciando as alterações na paisagem ao longo do período analisado.

Figura 20 - Evolução espaço-temporal do uso da terra e cobertura vegetal do Pantanal de Aquidauana.



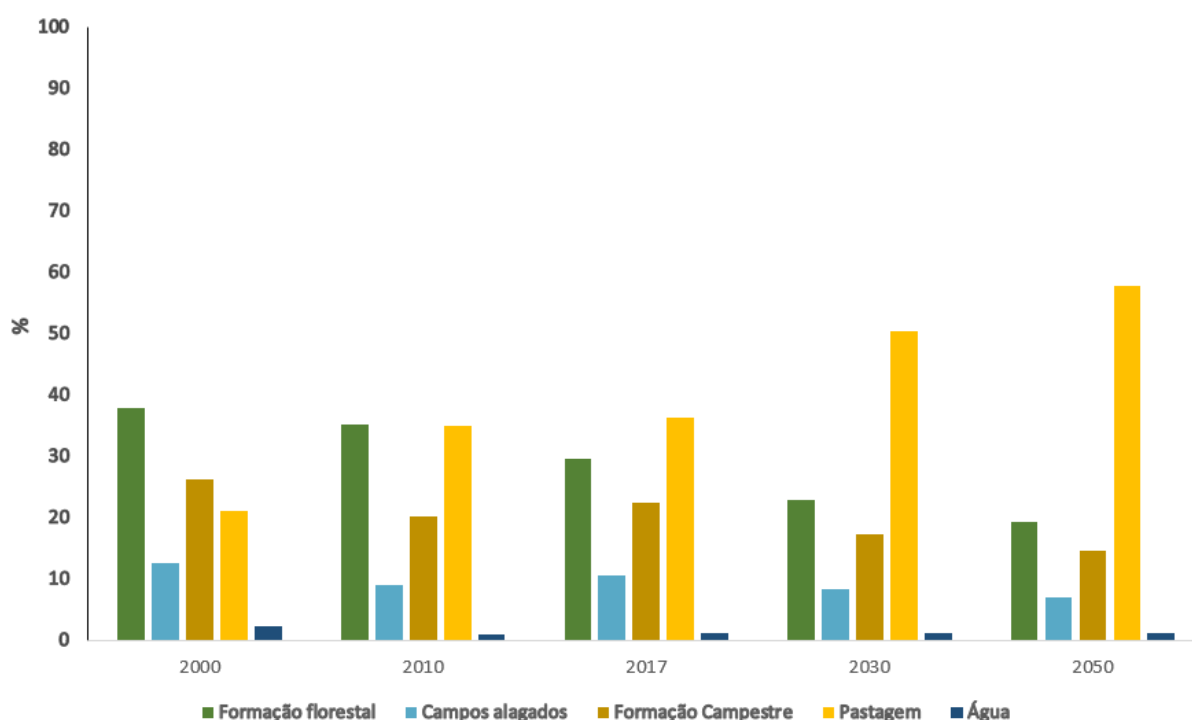
Observa-se que a pecuária exerce um domínio significativo na região do Pantanal. Desde 1996, conforme apontado por Silva (2013), a utilização das terras nessa área tem sido predominantemente direcionada para a criação de gado, influenciando a dinâmica das paisagens, com destaque para o Baixo Pantanal e Pantanal Sul. Evidencia-se o predomínio das pastagens, sejam nativas ou plantadas, nessas áreas. A Tabela 5 apresenta a quantificação das áreas por classe ao longo dos anos, incluindo as áreas simuladas.

Tabela 5 - Quantificação de áreas por classe temática de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050.

Ano	2000		2010		2017		2030		2050	
Classes	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Formação Florestal	1916,60	37,77	1782,18	35,12	1498,17	29,52	1161,85	22,89	982,78	19,37
Campo Alagado	637,20	12,56	451,92	8,90	533,43	10,51	425,14	8,38	356,79	7,03
Formação Campestre	1333,72	26,28	1022,10	20,14	1134,34	22,35	872,90	17,20	745,01	14,68
Pastagem	1073,61	21,16	1771,25	34,90	1846,32	36,38	2552,36	50,29	2927,60	57,69
Água	113,82	2,24	47,50	0,94	62,70	1,24	62,72	1,24	62,78	1,24
Total	5074,96	100	5074,96	100	5074,96	100	5074,96	100	5074,96	100

O Gráfico 1 apresenta os valores de área de cada classe temática de uso da terra e cobertura vegetal mapeada em porcentagem (%) ao longo dos anos correspondentes.

Gráfico 1 - 5 (cinco) classes temáticas mapeadas de uso da terra e cobertura vegetal.



A área de formação florestal/savânica (Figura 21) no Pantanal de Aquidauana representava 37,77% da área total em 2000, diminuindo gradualmente nos dois anos subsequentes. Esta redução foi observada, ocupando 35,12% em 2010 e 29,52% em 2017, principalmente nas regiões anteriormente ocupadas pela formação campestre na região leste e central, sendo menos pronunciada nas áreas de campo alagado. Este declínio pode ser associado a mudanças substanciais na economia brasileira durante a década de 90 e início dos anos 2000.

A abertura comercial nesse período resultou em um aumento no comércio de bens, afetando diretamente a competitividade no setor do agronegócio (SIMÕES e MOURA, 2006).

Ao examinarmos os anos simulados subsequentes, (2030 e 2050), a partir de 2017, notamos uma tendência de redução de 22,89% e 19,37%, respectivamente. Esses declínios podem ser atribuídos a vários fatores possíveis, incluindo o desmatamento, a queima descontrolada e as atividades agropecuárias na região. O desmatamento tem apresentado aumento no Brasil, conforme divulgado no relatório anual de desmatamento pelo projeto Mapbiomas.

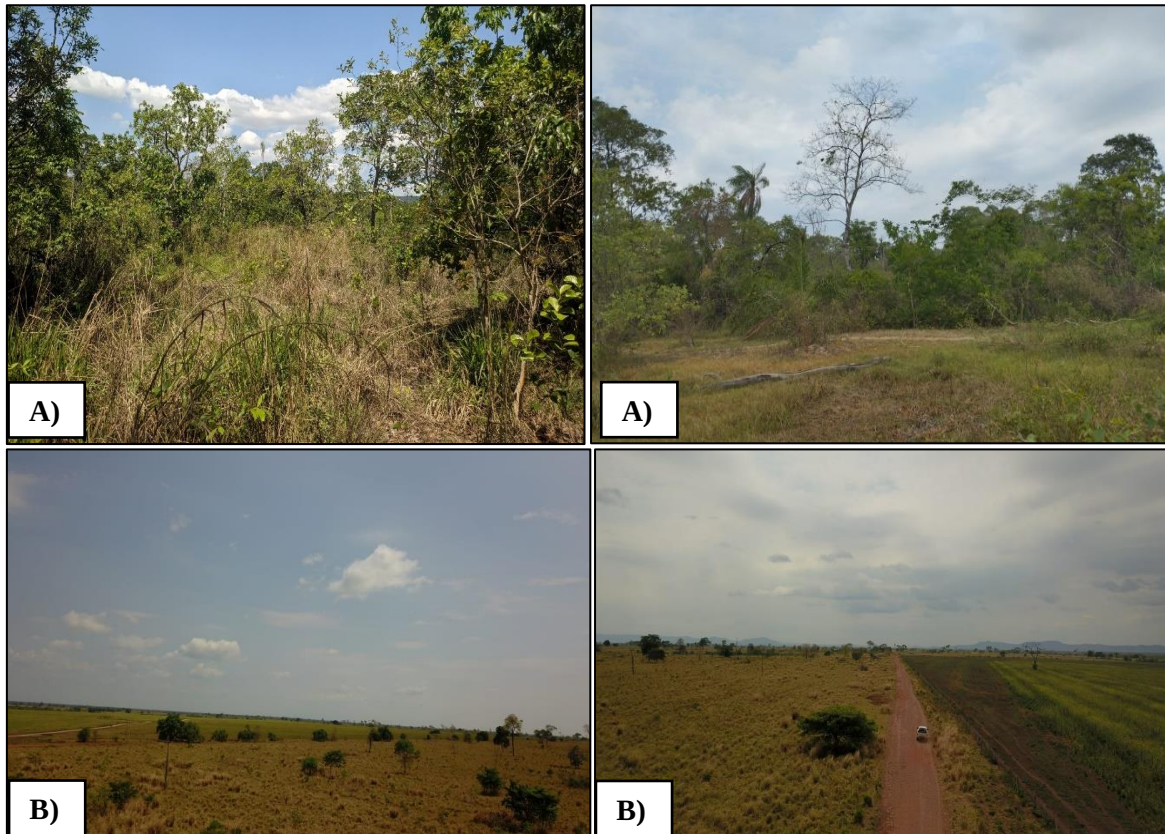
Esse projeto identifica esses aumentos por meio do cruzamento de informações provenientes de diversas fontes, como o Cadastro Ambiental Rural (CAR), o Sistema de Gestão Fundiária (SIGEF), o Sistema Nacional de Controle da Origem dos Produtos Florestais (SINAFLOR), o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), as Terras Indígenas (FUNAI), entre outros limites geográficos, como biomas, estados, municípios e bacias hidrográficas. Além disso, utiliza o histórico recente da área nos mapas anuais de cobertura e uso da terra no Brasil, elaborados pelo MapBiomas, segmentados por biomas, estados e municípios.

O Pantanal e o Cerrado se destacam como os biomas que registraram a maior proporção da área total de alertas de desmatamento, que cruzaram total ou parcialmente com o Cadastro Ambiental Rural (CAR), com taxas de 99% e 98%, respectivamente. Nestes biomas, a pressão exercida pelo setor agropecuário se mostra como um vetor significativo do desmatamento, sendo responsável por quase 96% de todos os desmatamentos validados pelos alertas do MapBiomas em 2022(AZEVEDO et al. 2023).

As queimadas têm sido um fator significativo na redução das áreas de vegetação no Pantanal, que sofreu com 57% de seu território queimado pelo menos uma vez entre 1985 e 2020, principalmente afetando a vegetação campestre (MAPBIOMAS, 2021). Em 2020, o Pantanal enfrentou uma das maiores tragédias de sua história, com quase um terço de sua área total devastada pelas chamas, tornando-se uma das maiores áreas úmidas tropicais contínuas do mundo a enfrentar esse problema.

Os incêndios descontrolados foram resultado da combinação de seca prolongada e atividades humanas, incluindo problemas elétricos, queima de lixo, coleta de mel e incêndios acidentais ou intencionais para remover arbustos e promover o crescimento de grama (LIBONATI et al., 2020; LIBONATI et al., 2022).

Figura 21 - A) vegetação da formação florestal/savânica, B) formação campestre no Pantanal de Aquidauana.



Fonte: Autora, (2022).

Corroborando com a diminuição das áreas de vegetação natural no Pantanal, observamos que as áreas de pastagem (Figura 22) têm apresentado um crescimento constante ao longo dos anos. Em 2000, ocupavam 21,16% da região, aumentando para 34,90% em 2010 e alcançando 36,38% em 2017, com projeções de aumento para os anos simulados. Essa expansão está diretamente associada às principais atividades econômicas do Pantanal, como a pecuária extensiva, a pesca e o turismo (PADOVANI, 2010). A criação de gado tem sido a principal utilização das terras nessa área, impactando significativamente a paisagem, especialmente no Baixo Pantanal e Pantanal Sul. Tanto as pastagens nativas quanto as artificiais predominam nessas regiões (SILVA, 2013).

Gavlak et al. (2013) apontam que a causa do desmatamento acentuado, na borda leste do Pantanal, que envolve a área ao norte-nordeste do município de Aquidauana, está relacionada com a venda de propriedades agrícolas para pessoas de outras regiões do país ou descendentes dos antigos pecuaristas. Os novos pecuaristas impõem, equivocadamente, estratégias de aumento da produção, tendo como prática o desmatamento para a implantação de pastagens plantadas, o que tem afetado na dinâmica da paisagem.

Figura 22 - Pastagem plantada no Pantanal de Aquidauana.



Na categoria de Campo Alagado e Área Pantanosa, ao compararmos os anos de 2000 e 2010, foi observada uma redução de 3,66% na área do Pantanal de Aquidauana. Em contrapartida, ocorreu um aumento de 1,61% em 2017, seguido por uma tendência de estabilidade projetada para os anos simulados de 2030 e 2050. Essa variação na extensão do Campo Alagado e Área Pantanosa pode ser compreendida à luz das características singulares do Pantanal. Reconhecido como uma das maiores planícies contínuas sujeitas a inundações periódicas globalmente, o Pantanal se destacava por apresentar baixos valores hipsométricos e mínimas variações no gradiente topográfico (PEREIRA et al., 2012).

Durante a estação chuvosa, vastas áreas de planícies alagadas são formadas. No entanto, essa região apresenta uma peculiaridade intrigante, mesmo diante das inundações: a existência de cordões arenosos que permanecem intactos durante as grandes cheias (ASSINE, 2005). Esses cordões arenosos representam pontos de elevação e relativa estabilidade em meio às mudanças sazonais. Além disso, a região destaca-se como uma das savanas sazonalmente alagadas com a maior biodiversidade do planeta, enfrentando eventos opostos de incêndios e inundações (BUENO et al., 2014; SILVA e ABDON, 1998; DAMASCENO-JUNIOR et al., 2005; PRADO et al., 1994; POTT e POTT, 1994).

Ao considerarmos a projeção para os anos simulados de 2030 e 2050, notamos uma tendência de estabilidade. Essa estabilidade no crescimento futuro sugere que, para a categoria Campo Alagado e Área Pantanosa, as flutuações na extensão do Pantanal de Aquidauana podem estar alcançando um equilíbrio. É plausível que as condições naturais e as atividades humanas na região estejam convergindo para um estado em que os fatores que influenciam a expansão e contração das áreas alagadas estejam se equilibrando. Essa projeção de estabilidade pode ser atribuída à interação complexa entre os processos naturais de inundação, as práticas agropecuárias e as ações de conservação. Portanto, embora ocorram flutuações na extensão das

áreas alagadas ao longo do tempo, a tendência projetada indica uma possível convergência para um cenário mais equilibrado, onde as forças que moldam essa categoria estão convergindo para um ponto de estabilidade.

A dinâmica das cheias exerce uma influência marcante nas atividades agropecuárias, especialmente no manejo do gado, que requer o deslocamento para áreas não alagadas ao longo do ano (MORAES et al., 2012). Estudos como o de Moraes et al. (2012) evidenciam uma diminuição de 60% na área média alagada no Pantanal ao longo dos últimos 12 anos, atribuída à redução de 22% na precipitação acumulada durante a estação chuvosa e ao menor índice pluviométrico desde 2000. O atraso ou diminuição das chuvas após a estação seca desempenha um papel fundamental na determinação da extensão da área inundada na planície.

Dados do projeto MapBiomas Águas apontam que o Pantanal continua com a maior tendência de redução da superfície de água. Para a área de estudo pode ser observado que as classes de Campos Alagados e Áreas Pantanosas (Figura 23) bem como, a classe água presente nos anos estudados, observa-se uma tendência para a diminuição entre os anos de 2000 e 2010 e seguido de um aumento para o ano de 2017 e uma certa estabilidade para os anos simulados de 2030 e 2050.

Figura 23 - Campo alagado e água no Pantanal de Aquidauana.



Fonte: Autor, 2022

5.3 Análise de estoque carbono no Pantanal de Aquidauana

A modelagem espaço-temporal do estoque de carbono para o Pantanal de Aquidauana é ilustrada na Figura 24, indicando a quantidade de carbono armazenada em cada pixel sendo a soma de todos os reservatórios de carbono fornecidos pela tabela biofísica e as unidades são toneladas métricas por pixel. Logo abaixo é apresentada a quantificação do estoque de carbono para cada tipo de uso da terra e cobertura vegetal (Tabela 6).

Observou-se uma diminuição temporal e linear do estoque de carbono, sendo os anos de 2000 e 2050 aqueles com maior e menor estoque de carbono com, respectivamente, com valores de 33.066.780,63 MgCO₂/ha e 26.194.293,27 MgCO₂/ha. Essa diminuição nos estoques de carbono é atribuída principalmente à conversão de áreas de formação florestal/savânica e formação campestre para áreas de Pastagens, o que demonstra uma tendência de perda no armazenamento de carbono.

Figura 24 - Carbono total armazenado no Pantanal de Aquidauana nos anos de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050.

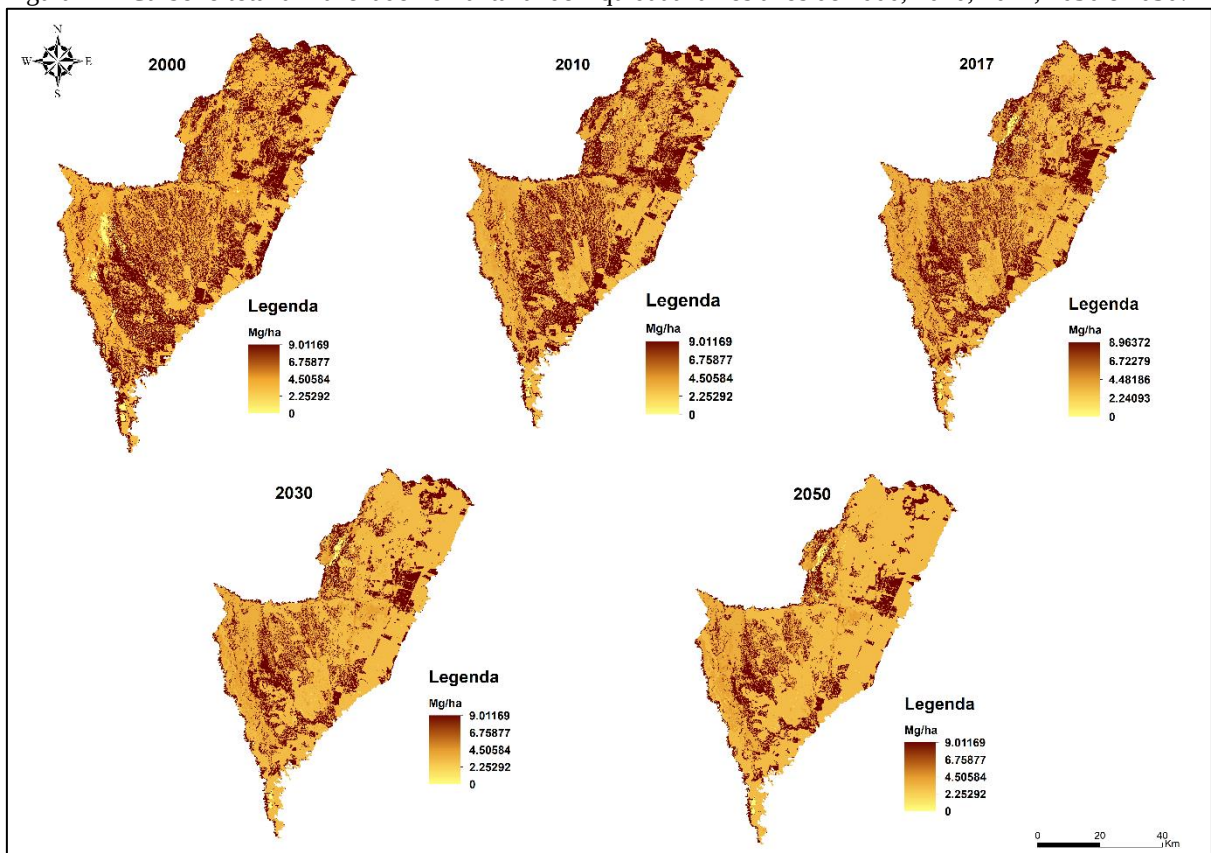


Tabela 6 – Carbono total armazenado nos usos da terra e cobertura vegetal de 2000,2010,2017, 2030 e 2050.

Classes de uso e cobertura	Carbono total em cada classe 2000 (Mg/ha)	Carbono total em cada classe 2010 (Mg/ha)	Carbono total em cada classe 2017 (Mg/ha)	Carbono total em cada classe 2030 (Mg/ha)	Carbono total em cada classe 2050 (Mg/ha)
Formação florestal/savânica	20.162.580,38	16.321.201,95	15.760.706,43	13.471.416,37	10.983.607,77
Campo alagado	3.225.518,63	3.263.085,15	2.700.229,16	2.553.633,76	2.061.062,94
Formação campestre	5.692.342,18	6.877.882,40	4.841.348,95	4.696.248,80	3.664.379,05
Pastagem	3.986.339,41	5.051.644,74	6.855.349,60	6.855.342,13	9.482.715,87
Água	0	444.316,26	0	0	2.527,65
Total de Carbono	33.066.780,63	31.958.130,50	30.157.634,13	27.576.641,06	26.194.293,27

É importante destacar o papel crucial que a vegetação desempenha na fixação do CO₂ atmosférico por meio da fotossíntese. Essa capacidade é essencial para o balanço global de carbono e para lidar com os desafios das mudanças climáticas causadas pelos gases de efeito estufa (SCHUMACHER; WISTSCHORECK, 2004; ARAÚJO; MOREIRA; NEVES, 2020;). No entanto, é fundamental reconhecer que a vegetação pode atuar tanto como depósito de carbono quanto como fonte para a atmosfera, dependendo de como é manejada e do propósito envolvido (AREVALO; ALEGRE; VILCAHUAMAN, 2002).

Analisar a biomassa presente em ecossistemas é de grande importância para avaliar a capacidade de armazenamento e potencial de emissão de carbono na atmosfera, considerando fatores como supressão da vegetação e modificação do uso do solo. Além disso, é essencial levar em conta diferentes tipologias de vegetação com características diferenciadas em relação à quantidade de biomassa e aos padrões de sua distribuição. Esses aspectos são relevantes para compreender a dinâmica do estoque de carbono e seu impacto nas mudanças climáticas. (ROQUETTE, 2018).

Observa-se, portanto, que as classes de formação florestal/savânica e formação campestre apresentam as maiores taxas de estoque de C, seguido da classe pastagem, concentrando-se principalmente nos fragmentos maiores na parte noroeste do Pantanal e na parte oeste. Essa tendência pode ser explicada conforme Jobbagy e Jackson (2000) de que as áreas com presença de espécies florestais acumulam mais C nas camadas superficiais do solo

em comparação com as gramíneas. Isso se deve à menor decomposição da Matéria Orgânica do Solo nas áreas de floresta. Assim, os resultados sugerem que a presença de cobertura florestal influencia positivamente o acúmulo de carbono no solo.

Um estudo realizado por SANTOS et al. (2019) destacou a existência de maiores estoques de carbono orgânico no solo de florestas naturais em comparação com áreas de plantio de pinus, campos naturais de pastagem e locais em sucessão entre cultivo e pastoreio. Esses efeitos foram particularmente notáveis nos primeiros 20 cm do perfil do solo. Em áreas de Cerradão a captura de carbono apresentou uma distribuição homogênea.

Por outro lado, nas Matas Secas, evidencia-se uma marcante amplitude no balanço de carbono, associada à perda de folhagem durante o inverno. Nas áreas de Pastagens, observa-se a maior flutuação no balanço de carbono, principalmente devido ao impacto do sistema radicular. Embora sejam eficazes na absorção de carbono, destaca-se a necessidade de priorizar a preservação da qualidade, sobretudo através da recuperação de áreas degradadas. Algumas características como a fenologia, as variações sazonais climáticas e as particularidades ambientais são fundamentais para entender a fixação de Carbono no solo (SILVA; VELOSO; LEITE, 2022).

Nas áreas em que predomina a classe campo alagado e área pantanosa, caracterizadas por vegetação herbácea com predomínio de gramíneas sujeitas ao alagamento permanente ou temporário, o Pantanal de Aquidauana registrou uma perda de 525,289.48 Mg/ha de carbono armazenado entre os anos de 2000, 2010 e 2017. Essa diminuição está relacionada principalmente a fatores como as mudanças no uso da terra e na cobertura vegetal causadas pelas atividades humanas ao longo do tempo.

Em áreas semelhantes de zonas úmidas, onde práticas inadequadas de conservação do solo, como queimadas descontroladas para fins agrícolas, pecuários e urbanos, foram implementadas, houve um impacto substancial na reserva de carbono das diversas comunidades vegetais examinadas. Isso resultou na consequente deterioração do serviço ecossistêmico de sequestro de carbono (RAMIRES et al., 2022).

Além disso, análises realizadas em zonas úmidas com diferentes graus de preservação em zonas de reserva e fora de áreas de reserva também indicaram que as áreas designadas como "reservadas" apresentaram os níveis mais altos de carbono orgânico, revelando um potencial significativo para a retenção de carbono. No entanto, ações como drenagem, dessecação, queimadas e pastoreio desencadeiam a liberação de dióxido de carbono (CO₂). (DUQUE et al., 2016). Portanto, a preservação das zonas úmidas desempenha um papel crucial na regulação do ciclo de carbono na Terra.

Apesar do predomínio das fitofisionomias de solos bem drenados no Cerrado, as Áreas Úmidas desse bioma desempenham um papel de grande importância ecológica. Em muitos casos, essas áreas são consideradas sistemas de transição ou ecótonos, com ampla conexão de entradas e saídas de matéria e energia em relação aos sistemas adjacentes, como a atmosfera, os cursos de água e as formações savânicas e florestais, como ressaltado por Reatto et al. (1998).

Durante os anos analisados, as áreas de pastagem apresentaram um dos menores estoque de C. Estudos conduzidos por Rodrigues et al. (2017) destacam que o estado de conservação das pastagens nativas pode influenciar o armazenamento de C, especialmente nas camadas superficiais do solo, onde ocorrem maiores deposições de material orgânico e a atividade da microbiota é mais intensa. Como resultado, áreas com mau estado de conservação de pastagem experimentaram um declínio linear no armazenamento de C ao longo do tempo. Por outro lado, em áreas de pastagem permanente no Ecótono Cerrado-Pantanal, sem o revolvimento do solo, quando comparado a áreas de solo exposto, sistema de preparo convencional, sistema de plantio direto, cana-de-açúcar e área de mata apresentou o maior índice de estoque na camada de 0–20 cm (SILVA-FARIAS et al., 2022).

Contudo, estudos como de Cardoso et al. (2010) apontam a conversão das florestas nativas em pastagem cultivada como determinante para uma tendência de perdas de estoque de C, principalmente nas pastagens com maior tempo de implantação. Essas perdas foram notadamente significativas. No entanto, nas pastagens com menor tempo de implantação, embora também tenham ocorrido perdas de estoque de C, não foram tão significativas em relação ao ecossistema natural. Isso pode ser atribuído, possivelmente, ao C residual decorrente do aporte da vegetação nativa original, que ainda se encontra presente em menor quantidade nessas áreas mais recentemente convertidas.

Na zona úmida tropical costeira do México, também foi constatado que as pastagens são menos efetivas como estoques de carbono quando comparadas às demais classes avaliadas, tais como manguezais, florestas pantanosas e pântanos (SJÖGERSTEN et al., 2021).

Em diferentes tipos de zonas húmidas costeira na China convertidas em diferentes tipos de mudanças no uso da terra e cobertura, foi observado a diminuição de carbono (C) no sistema solo-planta, com reduções nos teores e nos estoques de C. Houve também um aumento leve nos teores e estoques de C inorgânico do solo. As áreas úmidas convertidas em tanques de aquicultura e zonas húmidas recuperadas apresentaram as maiores perdas de estoques de carbono orgânico no ecossistema, que é a soma dos estoques de C orgânico das plantas e dos primeiros 30 cm do solo (TAN et al., 2023).

Foi estimada a perda de cerca de carbono devido ao desmatamento da vegetação acima do solo, impulsionado pelo aumento das atividades antrópicas como agricultura, e conversão de florestas em áreas urbanas. A maior parte dessa perda de carbono ocorre nas regiões tropicais, principalmente na América do Sul, África e Indonésia. Isso se deve às altas taxas de desmatamento nesses locais e ao fato de que as florestas tropicais armazenam uma quantidade significativa de carbono em suas árvores (HU et al., 2021).

5.4 Análise de Sequestro de Carbono no Pantanal de Aquidauana

A Figura 25 apresenta a diferença no carbono armazenado (sequestro de carbono) entre a paisagem futura e a paisagem atual, sendo os valores dados em toneladas métricas por pixel. Neste mapa estão presentes valores negativos e positivos. Os valores positivos indicam carbono sequestrado e valores negativos indicam carbono que foi perdido para os anos de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050, bem como a Tabela 7, que apresenta a quantificação das áreas por cada classe de uso da terra e cobertura vegetal no Pantanal de Aquidauana.

Entre os anos de 2000 a 2010, a classe de formação florestal/savânica perdeu aproximadamente 3.907.103,66 Mg/ha de carbono. Essa perda continuou nos anos seguintes, registrando perdas entre 2010 a 2017 e para o período simulado de 2030 a 2050, com valores de 2.289.740,79 Mg/ha e 1.238.681,40 Mg/ha, respectivamente.

No caso das áreas de Campo alagado, observou-se um ganho no sequestro de carbono entre os anos de 2000 a 2010, com um aumento de 39.206,79 Mg/ha. Entretanto, ocorreram perdas nos anos subsequentes, ou seja, entre 2010 a 2017, e nos períodos simulados de 2017 a 2030 e de 2030 a 2050, totalizando perdas de 97.916,36 Mg/ha, 146.116,11 Mg/ha e 90.961,05Mg/ha, respectivamente.

A classe Formação Campestre, por sua vez, exibiu um resultado positivo para o sequestro de carbono durante os anos de 2000 a 2010, de 1.213.433,13 Mg/ha, e de 2010 a 2017, com ganhos em 740.477,69 Mg/ha. Contudo, essa classe teve perdas nos anos seguintes, com 145.128,71 Mg/ha e 61.130,92 Mg/ha, respectivamente, e também para os anos simulados.

Para a classe de pastagem apresentou uma leve perda de carbono entre os anos de 2017 a 2030, resultante em 7,46 Mg/ha mas nos outros anos analisados, houve um sequestro de carbono sem perdas significativas, resultando em um sequestro de 1.091.381,39 Mg/ha no período entre 2000 a 2010 e 731.563,18 Mg/ha entre 2010 a 2017 com estimativas de 5.897,93 Mg/ha para os anos simulados entre 2030 a 2050.

Ao todo o Pantanal de Aquidauana está emitindo mais do que sequestrando Carbono durante todos os anos analisados, sendo possível observar em entre os anos de 2000 a 2010

aproximadamente - 1.108.650,13 Mg/ha e entre os anos de 2010 a 2017 sua perda aumentou para - 1.800.496,37 Mg/ha. Nos anos simulados entre 2017 a 2030 observa-se uma tendência no aumento das emissões em -2.580.993,07 Mg/ha com uma pequena diminuição para os anos simulados entre 2030 a 2050 em - 1.382.347,79 Mg/ha.

Figura 25 - Evolução espaço-temporal de sequestro de carbono no Pantanal de Aquidauana para os anos de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050.

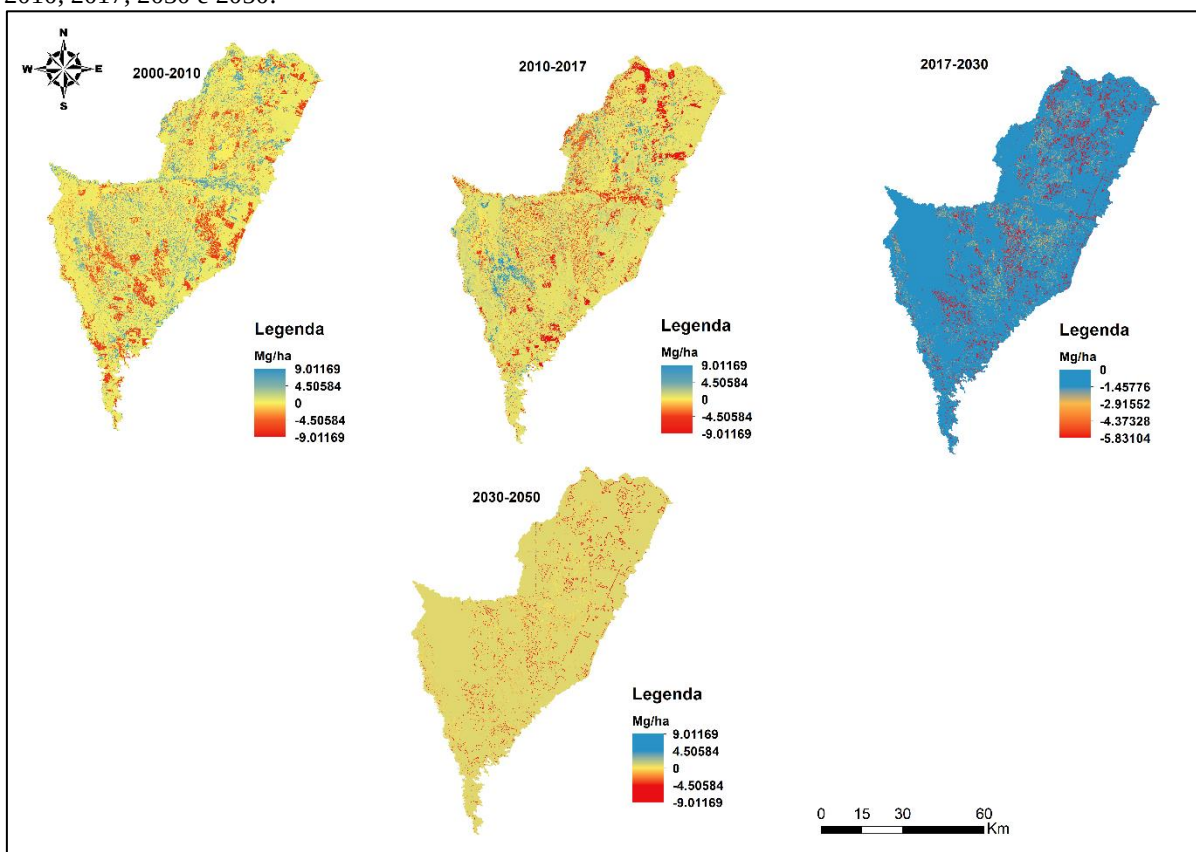


Tabela 7 - Quantificação do sequestro de carbono no Pantanal de Aquidauana para os anos de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050.

Classes de uso e cobertura	Carbono sequestrado em cada classe 2000-2010(Mg/ha)	Carbono sequestrado em cada classe 2010-2017 (Mg/ha)	Carbono sequestrado em cada classe 2017-2030(Mg/ha)	Carbono sequestrado em cada classe 2030-2050(Mg/ha)
Formação Florestal/savânica	-3.907.103,66	-3.332.026,91	-2.289.740,79	-1.238.681,40
Campo Alagado	39.206,79	-97.916,36	-146.116,11	-90.961,05
Formação campestre	1.213.433,13	740.477,69	-145.128,71	-61.130,92
Pastagem	1.091.381,39	731.563,18	-7,46	5.897,93
Água	454.432,22	157.406,02	0	2.527,65
Total de Carbono	-1.108.650,13	-1.800.496,37	-2.580.993,07	-1.382.347,79

Quando examinamos os resultados dos estudos realizados a nível municipal em Aquidauana, utilizando o Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG) em 2022, observamos que os principais contribuintes para as emissões de GEE em comparação com o perfil nacional foram a agropecuária e as mudanças de Uso da Terra e Floresta, com 1,64 MtCO₂ (48,4%) e 1,94 MtCO₂ (49,8%), respectivamente.

Ao analisarmos o papel da agropecuária, percebemos que os solos manejados foram responsáveis pela maior parte das emissões neste setor, totalizando 241,765.9 t (CO₂e). Quanto às Mudanças de Uso da Terra e Floresta, as alterações no uso da terra representaram 1.918.488,0 t CO₂e), seguidas pelos resíduos florestais e o carbono orgânico no solo, com 97.772,0 t(CO₂e) e 25.073,0 t(CO₂e), respectivamente.

Os resultados também indicam um aumento nas emissões relacionadas ao uso da terra e floresta de 2000 a 2022, registrando 1,5 MtCO₂ em 2002 e aumentando para 1,7 MtCO₂ em 2022.

Quando analisamos nossos resultados em comparação com o estudo realizado por Teodoro et al. (2024) no Estado de Mato Grosso do Sul, podemos observar um menor potencial de armazenamento de carbono no solo e, conseqüentemente, níveis mais altos de emissões in situ de CO₂ do solo (FCO₂) em áreas de pastagem no bioma Pantanal e Mata Atlântica do que em outras classes de uso do solo, como agricultura (cultivo de soja), Floresta Plantada (eucalipto) e vegetação nativa.

Ao compararmos esses resultados com os dados obtidos do SEEG, constatamos que a mudança de uso da terra, apesar de ter suas emissões reduzidas de 2002 até 2022, ainda é o fator com a maior emissão, totalizando 13,4 MtCO₂e (142,1%), seguido pela pecuária, com 45 MtCO₂e (70,3%).

5.5 Valoração do Carbono no Pantanal de Aquidauana

Estudos atuais estimam o Custo Social do Carbono (CSC), que é o dano marginal resultante da emissão adicional de uma tonelada métrica de carbono na atmosfera. Esse valor também pode representar o benefício financeiro de evitar essa emissão. Na área de estudo, o valor adotado, conforme proposto por Ricke et al. (2018), é de US\$ 24 por tonelada de dióxido de carbono (tCO₂) para o Brasil. Para avaliar o Valor Presente Líquido (VPL) do carbono sequestrado em um ano específico, são considerados fatores como a taxa de desconto e o valor social do carbono sequestrado.

A Tabela 8 apresenta os valores do Valor Presente Líquido (VPL) em dólares americanos para várias categorias de uso e cobertura no Pantanal de Aquidauana ao longo de diferentes intervalos temporais: 2000 a 2010, 2010 a 2017, 2017 a 2030 e 2030 a 2050. Esses valores refletem tanto as possíveis perdas decorrentes das emissões de carbono quanto os ganhos financeiros provenientes dos serviços ecossistêmicos associados ao sequestro de carbono em cada categoria. A representação espacial e temporal desses resultados pode ser visualizada na Figura 26.

Tabela 8 - Valor presente líquido em US\$ por classe no Pantanal de Aquidauana.

Classes de uso e cobertura	Valor presente líquido – 2000 a 2010	Valor presente líquido – 2010 a 2017	Valor presente líquido – 2017 a 2030	Valor presente líquido – 2030 a 2050
Formação florestal/savânica	-93.770.448,52	-79.968.647,55	-54.953.779,02	-29.728.353,86
Campo Alagado	940.962,96	-2.349.992,70	-3.506.786,48	-2.183.065,23
Formação campestre	29.122.397,12	17.771.465,78	-3.483.089,05	-1.467.142,14
Pastagem	26.193.153,23	17.557.516,46	-179,12	141.550,33
Água	10.906.373,01	3.187.113,68	0	60.663,61
Total	-26.607.602,20	-46.989.658	-61.943.833,67	-33.176.347,30

Dentre os anos de 2000 a 2010, registrou-se um predomínio de emissões de carbono na atmosfera no Pantanal de Aquidauana que equivale a perda de US\$ 26,607 milhões. Essa cifra negativa sugere que as atividades desenvolvidas no período favoreceram predominantemente as emissões de carbono gerando prejuízos ambientais e financeiros associados às emissões.

Durante o período entre 2010 e 2017, o montante foi ainda maior, totalizando US\$ 46,98 milhões, mais uma vez indicando um resultado negativo e evidenciando prejuízos agregados nesse intervalo de tempo associado às emissões de carbono decorrentes das mudanças no uso e cobertura da terra.

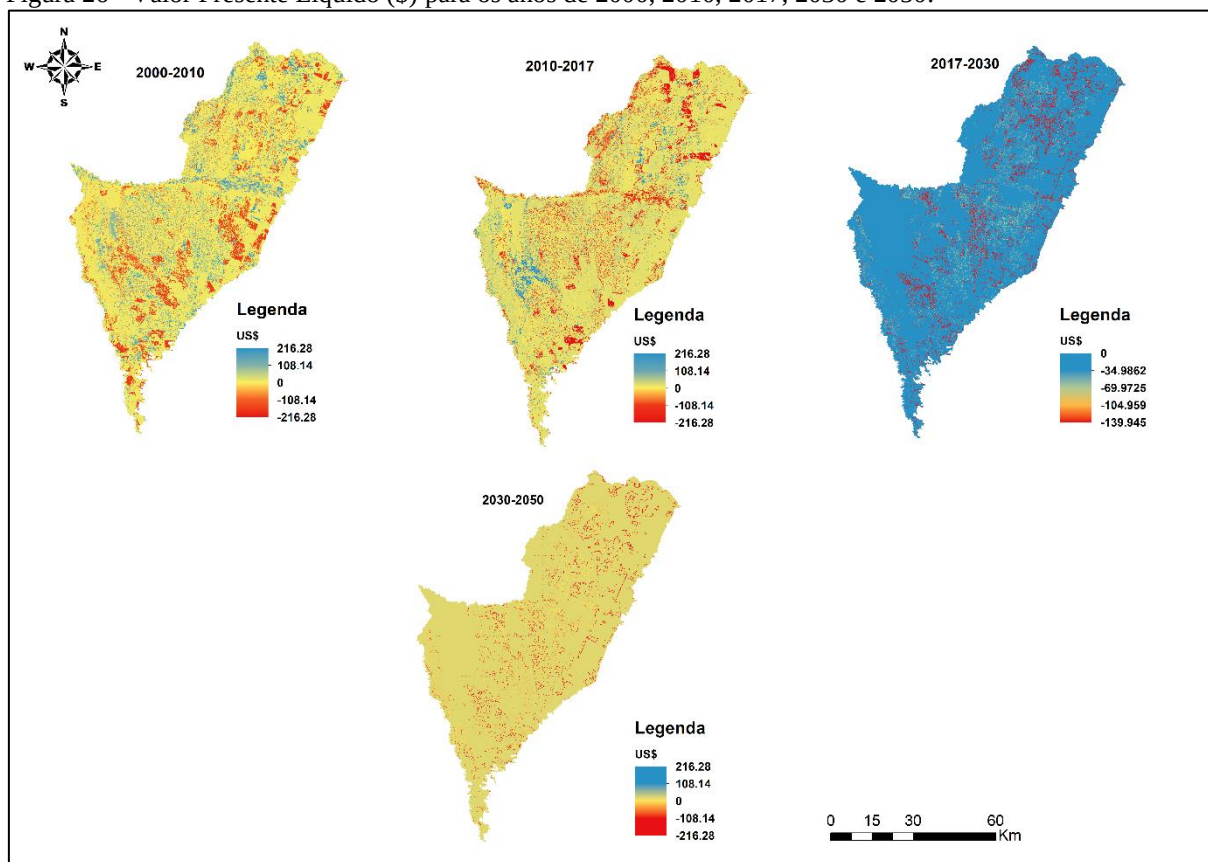
Para o intervalo de 2017 a 2030, o total agregado foi de US\$ -61,93 milhões, sugerindo tendência de aumento das emissões no futuro, considerando o cenário de tendência dos negócios atuais.

Entre 2030 e 2050, a soma acumulada foi de US\$ 33,17 milhões, refletindo mais um resultado global negativo, confirmando a tendência de predomínio das emissões de carbono.

Considerando os valores médios anuais, durante o período de 2000 a 2010, houve um registro médio de aproximadamente US\$ -2,6 milhões em emissões de carbono no Pantanal de Aquidauana. Entre 2010 e 2017, esse valor médio anual aumentou para cerca de US\$ -6,712 milhões, indicando uma tendência de aumento significativo nas emissões. Já no período de 2017 a 2030, as emissões mantiveram-se elevadas, com uma média anual de aproximadamente US\$ -4,763 milhões.

Por fim, entre 2030 e 2050 (Figura 26) embora tenha havido uma redução no valor médio anual, ainda persistiu um montante considerável, situando-se em torno de US\$ -1,658 milhões anualmente. Esses valores refletem uma preocupante trajetória de predominância das emissões de carbono ao longo dos diferentes intervalos temporais, sugerindo impactos ambientais e financeiros contínuos e substanciais na região do Pantanal de Aquidauana.

Figura 26 - Valor Presente Líquido (\$) para os anos de 2000, 2010, 2017, 2030 e 2050.



Estes valores totais representam a síntese dos resultados monetários gerais das atividades de sequestro de carbono em todas as classes de uso e cobertura no Pantanal de

Aquidauana, ao longo dos períodos analisados. Eles evidenciam um padrão constante de prejuízos ambientais e financeiros ao longo do tempo, associados à predominância das emissões em detrimento do sequestro de carbono, considerando o cenário de tendência dos negócios atuais.

A análise detalhada das classes possibilita compreender a dinâmica interna das mesmas ao longo do período estudado.

Para a classe Formação Florestal/Savânica, no período de 2000 a 2010, registrou-se um total de -US\$ 91,68 milhões, indicando perdas monetárias, além dos danos ambientais decorrentes de emissões durante esse intervalo. Entre 2010 e 2017, o montante atingiu -US\$ 79,96 milhões, novamente evidenciando déficits ao longo desse período. No intervalo de 2017 a 2030, o total foi de -US\$ 54,94 milhões, refletindo perdas decorrentes de emissões superiores aos ganhos derivados do sequestro de carbono. Por fim, entre 2030 e 2050, constatou-se US\$ -29,7 milhões, mais uma vez destacando um resultado negativo que evidencia perdas monetárias decorrentes de emissões ao longo desse intervalo.

Esses valores estão diretamente relacionados à substituição da vegetação arbórea para a introdução de pastagens plantadas. Portanto, na média geral anual, embora a pastagem tenha oportunizado um provável ganho financeiro médio anual de aproximadamente US\$ 1,282 milhões, o desmatamento registrou um prejuízo financeiro médio anual equivalente a aproximadamente US\$ 6,553 milhões por ano. As perdas e ganhos anuais comparadas entre as classes de Pastagem e Formação Florestal/Savânica revelam que o avanço das pastagens sobre a vegetação arbórea nativa resultou em perdas significativas ao longo do tempo, evidenciando um cenário desfavorável tanto do ponto de vista financeiro quanto ambiental. Portanto, a diferença entre o ganho financeiro médio anual proporcionado pela pastagem e o prejuízo financeiro médio anual associado ao desmatamento é de aproximadamente US\$ 5,271 milhões por ano.

Esses resultados apontam para a necessidade de reavaliar e considerar estratégias alternativas que possam reduzir os impactos adversos do desmatamento e incentivar práticas mais sustentáveis para a preservação e gestão dos recursos naturais.

Para a classe Campo Alagado, o VPL apresenta uma expressiva variação ao longo dos períodos estabelecidos. Durante o período de 2000 a 2010, observa-se um valor positivo de US\$ 0,92 milhões, indicando um possível ganho associado ao sequestro de carbono nesse intervalo. No entanto, entre 2010 e 2017, o VPL torna-se negativo, atingindo US\$ 2,34 milhões, evidenciando perdas durante esse período.

Esse cenário negativo se mantém nos anos subsequentes, com valores negativos entre 2017 a 2030 (-US\$ 3,50 milhões) e de 2030 a 2050 (-US\$ 2,18 milhões), indicando um prejuízo acumulado ao longo desses intervalos de tempo. Esses resultados podem ser interpretados como perdas financeiras e ambientais devido à emissão de carbono associada a essa classe específica de cobertura, o campo alagado, ao longo do tempo. Por se tratar de uma classe com acentuada dinâmica de mudança relacionada a sazonalidade hidroclimatológica do Pantanal, a redução dessas áreas se associa ao avanço da pecuária.

A redução dos campos alagados pode contribuir para a perda de biodiversidade, alterações no ciclo da água, impactos na qualidade do solo e aumento das emissões de carbono devido à mudança no uso da terra (ALHO et al, 2019; RESENDE, 2008).

Para a classe Formação Campestre, o VPL revela variações ao longo dos períodos analisados. Entre 2000 e 2010, o VPL atingiu US\$ 28,47 milhões, indicando ganhos associados ao sequestro de carbono durante esse período. Entre 2010 e 2017, o VPL registrou um total de US\$ 17,77 milhões, ainda sugerindo um ganho, porém menor que no período anterior. No entanto, entre 2017 a 2030, o valor torna-se negativo (US\$ 3,48 milhões) e entre 2030 a 2050 também (US\$ 1,46 milhões), indicando prejuízos acumulados nesses intervalos de tempo. Essa oscilação nos valores do VPL sugere uma mudança na dinâmica de sequestro de carbono ao longo dos anos para a Formação Campestre, culminando em perdas financeiras em determinados períodos.

No caso da classe Pastagem, há variações significativas nos valores do VPL ao longo dos períodos analisados. Entre 2000 e 2010, o VPL registrou US\$ 25,61 milhões, indicando um ganho relacionado ao sequestro de carbono durante esse período. Entre 2010 e 2017, os valores registraram US\$ 17,55 milhões, mantendo uma tendência positiva. Contudo, entre 2017 a 2030, houve uma queda significativa, chegando a um valor negativo de US\$ 179,08 indicando um possível prejuízo nesse intervalo. Entre 2030 e 2050, o VPL foi de US\$ 0,14 milhão, indicando um retorno positivo, ainda que pequeno. Essas flutuações nos valores do VPL sugerem uma mudança na capacidade de sequestro de carbono ao longo do tempo para a classe Pastagem, resultando em prejuízos em determinados períodos.

Ao longo do período de 2000 a 2010, a classe Pastagem registrou um valor médio anual positivo de aproximadamente US\$ 2,56 milhões no VPL, indicando um ganho consistente relacionado ao sequestro de carbono durante essa década. Entre 2010 e 2017, os valores médios anuais mantiveram-se em torno de US\$ 2,50 milhões, continuando a demonstrar uma tendência positiva. Contudo, entre 2017 a 2030, observou-se uma queda nos valores médios anuais, chegando a um montante negativo de cerca de -US\$ 13,77 sugerindo pequeno prejuízo nesse

intervalo de tempo. Já entre 2030 e 2050, apesar do retorno positivo, os valores médios anuais foram relativamente baixos, situando-se em torno de cerca de US\$ 7 mil.

Essas flutuações nos valores médios anuais do VPL evidenciam uma notável variabilidade na capacidade de sequestro de carbono ao longo do tempo para a classe Pastagem, resultando em prejuízos ambientais e financeiros significativos em determinados períodos e ganhos modestos em outros.

A análise dos valores do VPL para a classe Água no Pantanal de Aquidauana revela um padrão distinto em comparação com outras categorias. A particularidade desta classe reside na limitação do modelo devido à ausência de valores de entrada associados aos campos de armazenamento de carbono.

Ao examinarmos os resultados obtidos em estudos conduzidos em regiões de características semelhantes à área de pesquisa (MORAES; 2009; ROQUETE, 2018; TEODORO et al., 2024), notamos que fatores como as condições do solo, a composição da vegetação, a matéria orgânica do solo (MOS) e as interações entre esses elementos seguem a tendência de diminuição do carbono na MOS desde a década de 1850. Além disso, as alterações na utilização do solo e o aumento da pressão sobre os agroecossistemas indicam uma trajetória de prejuízo monetário e ambiental ao longo do tempo, refletindo em uma menor eficácia na mitigação das mudanças climáticas através do carbono sequestrado ao longo dos anos.

Mesmo considerando a importância das áreas úmidas, como o Pantanal, devido à sua rica diversidade biológica e complexas funções ecológicas que proporcionam um conjunto diversificado de bens e serviços, até recentemente eram encaradas como locais sujeitos a "melhorias". Isso significa a conversão para outros usos visando a produção de itens comercializáveis. Com isso, ao longo dos anos, a manutenção dessas áreas em seu estado natural (ou o manejo com esse propósito) foi subestimada, resultando na conservação de bens e serviços que não têm um valor comercial imediato. Em resumo, a desvalorização dos recursos e funções das áreas úmidas é uma das principais causas da exploração inadequada dessas regiões (DE GROOT et al., 2006).

Quando uma região do Pantanal é desmatada, degradada ou convertida para outros usos, ocorre a perda de valores significativos. Dessa forma, os custos associados a essa escolha devem abranger não apenas os custos diretos da conversão, como limpeza e queima de áreas naturais, mas também os custos dos demais valores perdidos devido à conversão. Esses custos englobam tanto o valor das funções ambientais perdidas, como a proteção de bacias hidrográficas, manutenção do microclima e biodiversidade, quanto o valor dos recursos naturais perdidos, como madeira, produtos não madeireiros e vida selvagem. Por outro lado, a opção de

preservação, além dos custos diretos associados à conservação, como fiscalização, também implica na renúncia de benefícios adicionais, representados pelos custos sacrificados de não explorar os recursos naturais, exploração de madeira, turismo e produção de carne. (MORAES, 2009).

A decisão sobre qual opção de uso da terra buscar para uma determinada área do Pantanal só pode ser tomada se todos os custos e benefícios associados com cada opção de uso forem avaliados corretamente, tanto os privados quanto os sociais.

O entendimento da valoração econômica dos serviços ecossistêmicos pode fornecer aos tomadores de decisão informações relativas aos custos e benefícios de usos alternativos, os quais, de outra forma, não seriam contemplados nas decisões acerca da conversão (BARBIER et al., 1996; SCBC, 2001).

6. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos por este estudo destacam as alterações na paisagem do Pantanal de Aquidauana ao longo dos anos, evidenciando as transformações na cobertura vegetal. A prática econômica predominante na região, a pecuária, permanece como um dos principais fatores, manifestando-se na conversão de formações florestais em áreas de pastagem, cujas tendências de aumento são evidenciadas em simulações futuras.

Através dos resultados obtidos, nas aferições em campo e por imagens de satélite de alta resolução, os dados utilizados pelo Projeto Mapbiomas – coleção 6 para o mapeamento das mudanças no Uso e cobertura vegetal no Pantanal de Aquidauana mostraram-se coerentes e eficientes, para projeção das mudanças futuras e estimativas de estoque e sequestro de carbono na região.

Os resultados destacaram que o estoque e sequestro de carbono estão diretamente relacionados às alterações nos tipos de uso do solo e na cobertura vegetal do Pantanal de Aquidauana. Foi observada uma diminuição linear ao longo do tempo no estoque de carbono, sendo os anos de 2000 e 2050 aqueles com os maiores e menores estoques de carbono, respectivamente, com 33.066.780,63 MgCO₂/ha e 26.194.293,27 MgCO₂/ha. Os resultados para o sequestro de carbono seguiram a mesma tendência de perda em todos os anos analisados, com uma perda acumulada de -2.580.994,179 MgCO₂/ha até o ano de 2017, revelando que a conversão das vegetações em áreas de pastagem não contribui para a mitigação e compensação das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE).

O Pantanal de Aquidauana se destaca por sua capacidade de fornecer uma gama diversificada de serviços ambientais, enriquecendo a interação entre a natureza e as atividades humanas. Como prestador de serviços de ecossistemas de sequestro de carbono, tem sua importância na contribuição para a mitigação das mudanças climáticas.

Devido à desvalorização de seus recursos e funções essenciais resultado da exploração inadequada longo do tempo, subestimando a importância da manutenção de seu estado natural para a preservação de bens e serviços não comercializáveis imediatamente, observamos uma tendência de desvalorização no valor presente líquido do Carbono no Pantanal de Aquidauana. Este valor foi registrado em uma perda em US\$ 26,015 milhões entre os anos de 2000 a 2010, seguido por US\$ 46,989 milhões entre 2010 e 2017, e prejuízos projetados de US\$ 61,931 milhões e US\$ 33,176 milhões nas simulações futuras entre 2017 a 2030 e 2030 a 2050,

respectivamente. Esses números refletem as perdas decorrentes das emissões de carbono na atmosfera na região.

O modelo de estoque e sequestro de carbono do InVEST apresentou-se como potencial ferramenta para a avaliação dos custos de oportunidades geradas por esses serviços ambientais de forma georreferenciada, sendo um diferencial, visto que estudos econômicos geralmente não levam em consideração o fator espacial.

Com esse estudo foi possível alcançar uma compreensão mais aprofundada das características e dos serviços ecossistêmicos de estoque e sequestro de carbono oferecidos pelo Pantanal. Essa compreensão é essencial para orientar decisões que visem à conservação, ao manejo sustentável e ao uso responsável desse ecossistema singular. Além disso, busca-se incentivar investigações futuras nesse âmbito, fornecendo uma base consistente para a contínua preservação dessa região.

7. REFERÊNCIAS

ABDON et al. Desmatamento no bioma pantanal até o ano 2002: relações com a fitofisionomia e limites municipais. **Revista Brasileira de Cartografia**. No 59/01, Abril, 2007.

ADUAN, Roberto Engel. Ciclagem do carbono em ecossistemas terrestre – caso do cerrado brasileiro/Roberto Engel Aduan, Marina de Fátima Vilela, Carlos Augusto Klink. – Planaltina, DF: **Embrapa Cerrados**, 2003. 30p. – (Documentos/ Embrapa Cerrados, ISSN 1517-5111; 105.

ALHO, CLEBER J. R et al. AMEAÇAS À BIODIVERSIDADE DO PANTANAL BRASILEIRO PELO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA. **Ambiente & Sociedade**, v. 22, p. e01891, 25 nov. 2019.

ALMEIDA, C. M.; GLERIANI, J. M. Redes Neurais e Autômatos Celulares como uma Plataforma para a Simulação de Mudanças do Uso do Solo Urbano. In: ALMEIDA, Cláudia CÂMARA, G. M.; MONTEIRO, A. M. V. **Geoinformação em urbanismo: cidade real x cidade virtual**. São José dos Campos, SP: Digital Press, p. 300-323, 2007.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil, Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711 –728, 2013.

ANDERSON LUIS RUHOFF; IBRAIM FANTIN-CRUZ; COLLISCHONN, W. MODELOS DE SIMULAÇÃO DINÂMICA DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA. **Caminhos de Geografia**, v. 11, n. 36, p. 258–268, 2 jan. 2011.

ANDRADE, Daniel Caixeta.; ROMEIRO, Ademar Ribeiro. Serviços Ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. **Texto para discussão**. IE/UNICAMP. N. 155, fev. 2009.

ARAÚJO, Ana Gabriela de Jesus. A pecuária no Pantanal: novas tendências no processo de produção de Aquidauana, Mato Grosso do Sul. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

ARAGÃO, R.; CRUZ, M.A.S.; DE AMORIM, J.R.A.; MENDONÇA, L.C.; PANTALEÃO, S.M.; DE FIGUEIREDO, E.E.; SRINIVASAN, V.S. (2015). Avaliação de modelos de previsão de mudanças climáticas para apoio a modelagem hidrossedimentologica via modelo SWAT aplicado à sub-bacia do Rio Siriri, em Sergipe. Anais do XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Brasília.

AREVALO, Luis Alberto; ALEGRE, Julio Cesar; VILCAHUAMAN, Luciano Javier Montoya. Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra.: Embrapa Florestas, 2002.

ASSAD, Eduardo Delgado; MARTINS, Susian Christian; CORDEIRO, Luiz Adriano Maia; EVANGELISTA, Balbino Antônio. Sequestro de carbono e mitigação de emissões de gases de efeito estufa pela adoção de sistemas integrados. In: BUNGENSTAB, Davi Jose; ALMEIDA, Roberto Giolo de; LAURA, Valdemir Antonio; BALBINO, Luiz Carlos; FERREIRA, André Dominghetti. **ILPF: inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta**. Brasília, DF: Embrapa, 2019. P 154-167.

ASSINE, Mario Luis. A Bacia Sedimentar do Pantanal Mato-Grossense. In: MANTESSO-NETO, Virgínio (Org.). **Geologia do continente sul-americano: evolução da obra de Fernando Flávio Marques de Almeida**. São Paulo, SP: Beca, 2004. P.

BACANI, V. M.; SAKAMOTO, A.Y.; QUENÉOL, H.; VANNIER, C.; CORGNE, S. Markov chains-cellular automata modeling and multicriteria analysis of land cover change in the Lower Nhecolândia subregion of the Brazilian Pantanal wetland. **Journal Applied Remote Sensing**, v. 10, n. 1, p. 1-21, 2016.

BARBIER, E.B.; ACREMAN, M.C.; KNOWLER, D. Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners. Gland: Ramsar Convention Bureau, 1996.

BARROS, Fabrício da Costa; De DEUS, Leandro Andrei Beser; COSTA, Alexander Josef Sá Tobias da. Análise sobre tendências de expansão urbana na bacia hidrográfica do rio cabuçupiraquê, zona oeste da cidade do rio de janeiro. **Revista de Geografia**. V.10, Nº1,2020

BEZZON, Rodolfo Zampieri; DINIZ, renato eugênio da silva. O conceito de ecossistema em livros didáticos de biologia do ensino médio: abordagem e possíveis implicações. **Educação Em Revista**, vol. 36, 2020.

BOGGIANI, Paulo César.; FAIRCHILD, Thomas R.; COIMBRA, Márcio Armando. 1993. O Grupo Corumbá (neoproterozóico-Cambriano) na região central da Serra da Bodoquena, mato Grosso do Sul (faixa Paraguai). **Revista Brasileira de Geociências**, 23(3):301-305.

BOYD, James.; BANZHAF, Spencer. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 63, n. 2-3, p. 616-626, 2007.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. **Resultados do Inventário Nacional de Emissões de Gases de Efeito Estuda**. 2021.

CÂMARA, G. et al. Spring: Integrating remote sensing and gis by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**, v. 20, n. 3, p. 395–403, 1 maio 1996.

CARDOSO, Evaldo Luis.; SANTOS, Sandra Parecida.; FERNANDES, Ana H. B. M.; FERNANDES, Fernando Antonio.; OLIVEIRA, Márcia D.; TAKAHASHI, Fábio. Valoração dos Estoques de Carbono e nitrogênio no solo sob pastagens nativas de áreas úmidas no Pantanal. In: 5º Simpósio Internacional de microbacias hidrográficas. 2017. **Anais**. Botucatu, SP. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais-FEPAF.

CARDOSO, Evaldo Luiz et al. Valoração dos estoques de carbono e nitrogênio no solo sob pastagens nativas de áreas úmidas no Pantanal. In: 5º Simpósio Internacional de Microbacias Hidrográficas. 2017, Botucatu. **Anais...** Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais – FEPAF, 2017, p. 351-355.

CARDOSO, Evaldo Luiz; SILVA, Marques Leandro Naves; SILVA, Carlos Alberto; CURI, Nilton; FRANÇA, Diego Antonio. Estoques de carbono e nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, vol. 45, n. 9, p. 1028–1035, Sept. 2010.

CARTISANO, Rosaria et al. Assessing and Mapping Biomass Potential Productivity from Poplar Dominated Riparian Forests: A Case Study. **Biomass and Bioenergy**. V. 54. p 293–302.

CARVALHO, João Luis Nunes et al. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v 34, p. 277-290, 2010.

CARVALHO, José Ruy Porto de; VIEIRA, Sidney Rosa. Avaliação e comparação de estimadores de krigagem para variáveis agronômicas – uma proposta. Embrapa Informática Agropecuária, 2001. Campinas, SP.

CHWOLKA, A.; RATH, M. G. Supporting group decisions with the AHP: harmonization vs. aggregation of preferences, in Decision theory and optimization in theory and practice. p. 17 - 32. 2000.

CLAESSEN, M. E. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPq, 1997.

CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, v. 49 n. 12, p. 1671-1678, 1991.

CONTE, M., NELSON, E., CARNEY, K., FISSORE, C., OLWERO, N., **Platinga, A.**, Stanley, W., RICKETTS, T. (2011). Terrestrial carbon sequestration and storage in Kareiva, P. Tallis, H. Ricketts, T., Daily, G., Polasky, S. (Eds.) *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press. New York.

COSTA Abreu Sales, Jomil., COLLINS da Cunha e Silva, Darllan., FERRARI Torella di Romagnano, Ligia., BERTAGNA, Rana., WAGNER Lourenço, Roberto. Avaliação do impacto ambiental causado pelas alterações espaço temporal do uso do solo e da cobertura vegetal utilizando o modelo das cadeias de Markov. **Ciência e Natura**, vol. 38, núm. 1, Janeiro-abril, 2016, pp. 115-124 Universidade Federal de Santa Maria Santa Maria, Brasil

COSTA, O. B.; SILVA, C. V. J.; SOUZA, A. H. N. 2013. Uso do solo e fragmentação da paisagem no município de Seropédica –RJ. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...**Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p. 6339 -6346.

COSTANZA, Robert; DALY, E. Herman. 1992. **Natural Capital and Sustainable Development**. *Conservation Biology* 6: 37–46.

COSTANZA, Roberto et al. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. **Ecological Economics** v 25, p. 67-72, 1998.

COSTANZA, Roberto. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 15, p. 253–260, 1997.

CUNHA, E.R., Santos, C.A.G., da Silva, R.M. et al. Mapping LULC types in the Cerrado-Atlantic Forest ecotone region using a Landsat time series and object-based image approach: A case study of the Prata River Basin, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Environ Monit Assess** 192, 136 (2020).

CUNHA, Elias Rodrigues. **Predição do uso e cobertura da terra e seus impactos na erosão do solo no ecótono no Cerrado/Mato atlântica: Estudo de caso da Bacia Hidrográfica do rio da prata**. 2021. Tese (Doutorado geografia) – Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa.

DAILY, Gretchen. What are ecosystem services? In: *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington: Island, p. 3-9, 1997.

DALY, Herman E., FARLEY, Joshua. **Ecological Economics: principles and applications**. Island Press, Washington, DC. 2004.

DAVID, suárez duque et al. Analisis del carbono secuestrado en humedales altoandinos de dos áreas protegidas del ecuador. **Ecología aplicada**, v. 15, n. 2, p. 171–171, 22 dez. 2016.

DE GROOT, R.S., WILSON, M.A., BOUMANS, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*. 41 (3), 393-408.

DE GROOT, Rudolf. S.; BRAAT, Leon.; COSTANZA, Robert. A short history of the ecosystem services concept. In: BURKHARD, B.; MAES, J. (Ed.). *Mapping ecosystem services*. Sofia: **Pensoft Publishers**, 2017. cap. 2.1, p. 31-34. Disponível em: . Acesso em: 8 dez. 2017.

DENG, Y. et al. Assessing and Characterizing Carbon Storage in Wetlands of the Guangdong–Hong Kong–Macau Greater Bay Area, China, During 1995–2020. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 15, p. 6110–6120, 1 jan. 2022.

DIXON, R. K.; WINJUM, J. K.; SCHROEDER, P. E. Conservation and sequestration of carbon. **Global Environmental Change**, v. 3, n. 2, p. 159–173, 1 jun. 1993.

DIMURO, G. P.; REISER, R. H. S.; COSTA A. C. R.; SOUZA, P. L. R. Modelos de Markov e Aplicações. In: VI OFICINA DE INTELIGÊNCIA ARTIFICIAL, Pelotas, 2002. Pelotas: Educat, 2002. p. 37 – 59.

EASTMAN, J. R. Terrset. Guide to GIS and image processing. Clark Labs, ClarkUniversity, Worcester, MA, 2016.

EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H. *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. New York: Random House, 1981. ISBN: 0394513126. EMBRAPA.

EMBRAPA. **Marco Referencial em serviços ecossistêmicos**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2019. 91 p. Disponível m: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/205733/1/Marco-Referencial-em-Servicos-Ecossistemicos-2019> 28 fev. 2019.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 353 p. 3 ed. Brasília, 2013.

ESSELIN, P. M. A pecuária bovina no processo de ocupação e desenvolvimento econômico do pantanal sul-mato-grossense (1830 – 1910) / Paulo Marcos Esselin. – Dourados : Ed. UFGD, 2011. 358 p. ISBN: 978-85-8147-010-8 Possui referências.

FERNANDES, F. A.; FERNANDES, A. H. B. M. Cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2009. 4 p. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 69). Disponível em: . Acesso em: 27 fev. 2009.

FORD, Alistair; BARR, Stuart; DAWSON, Richard; VIRGO, James; BATTY, Michael; HALL, Jim. A multi-scale urban integrated assessment framework for climate change studies: A flooding application. *Computers, Environment and Urban Systems*, v. 75, p. 229- 243, 2019.

GALDINO, Sérgio. RESENDE, Emiko Kakami. Previsão de Cheias e Secas da Embrapa Auxilia Pantaneiros. **Artigo de Divulgação na Mídia 2000**. Embrapa Pantanal, Corumbá-MS, n. 04, p.1-5. 2000.

GAVLAK, André Augusto; PRADO, Bruno Rodrigues do; BARROS, Marco Aurélio. **Padrões de ocupação no Pantanal brasileiro e sua dinâmica entre os anos de 2002 e 2008: sensoriamento remoto e mineração de dados espaciais aplicados à análise espaço temporal do desmatamento**. Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de Abril de 2013, INPE.

GERBER, P.J., STEINFELD, H., HENDERSON, B., MOTTET, A., Opio, C., DIJKMAN, J., FALCUCCI, A. & TEMPIO, G. 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. LAL, R. Soil management for carbon sequestration. **The South African Journal of Plant and Soil**, v. 38, n. 3, p. 231–237, 27 maio 2021.

GOLLEY, Frank Benjamin. **A history of the ecosystem concept in ecology**. New Haven, CT: Yale University Press. 1993.

GÓMEZ-BAGGETHUN, Erik., DE GROOT, Rudolf., LOMAS, Pedro L., MONTES, Carlos. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, p. 1–10, 2009. Disponível em: doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007. Acesso em: 7 mai. 2020.

GORELICK, Noel; HANCHER, Matt; ILYUSHCHENKO, Simon; THAU, David; MOORE, Receba. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, n. 2016, p. 18-27. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425717302900>

GUAN, D. et al. Modeling urban land use change by the integration of cellular automaton and Markov model. *Ecological Modelling*, v. 222, n. 20–22, p. 3761–3772, 2011.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure**. 2018.
HAMILTON, Stephen; SIPPEL, Suzan J; MELACK, John M. Inundation patterns in the Pantanal Wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Archives hydrobiology*, v 137 p. 1-23, 1996.

HERMANN, A.; SCHLEIFER, S.; WRBKA, T. The concept of ecosystem services regarding landscape research: a review. *Living Reviews in Landscape Research*, v. 5, p. 1-37, 2011. DOI: 10.12942/lrlr-2011-1.

HOUET, Thomas; HUBERT-MOY, Laurence. Modeling and projecting land-use and land-cover changes with Cellular Automaton in considering landscape trajectories. *EARSeL eProceedings*, v. 5, n. 1, p. 63-76, 2006.

HU, Xiangping; JAN SANDSTAD NÆSS; CRISTINA MARIA IORDAN; *et al.* Recent global land cover dynamics and implications for soil erosion and carbon losses from deforestation. *Anthropocene*, v. 34, p. 100291–100291, 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S221330542100014X>>. Acesso em: 18 ago. 2023.

IBGE. *Manual técnico de Geomorfologia*. 2ª edição. Rio de Janeiro: IBGE, 182 p., 2009.

IPCC (2006) Diretrizes do IPCC de 2006 para Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa. UNEP.

JOBBAÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological applications*, v. 10, n. 2, p. 423- 436, 2000.

JUNK, W.J. Flood tolerance and tree distribution in Central Amazonian floodplains, in: L.B. Nielsen, I.C. Nielsen, H. Balslev (Eds.), **Tropical Forests: Botanical Dynamics, Speciation and Diversity**, Academic Press London 47-64, 1989.

KANIESKI, Maria Raquel; SANTOS, Tomaz Longhi; NETO, Joachim Graf; SOUZA, Thaise; GALVÃO, Franklin; RODERJAN, Carlos Vellozo. Influência da Precipitação e da Temperatura no Incremento Diamétrico de Espécies Florestais Aluviais em Araucária-PR. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 1, p. 17–25, 1 jan. 2012.

KESAULIJA, et al. Modeling Land Cover Change Using Markov Chain Cellular Automata in Sorong, West Papua Province. **Advances in Biological Sciences Research**. V. 11. 2021.

KERDAN, Iván Garcia.; GIAROLA, Sara; JALIL-VEJA, Frascisca; HAWKES, Adam. Carbon Sequestration Potential from Large-Scale Reforestation and Sugarcane Expansion on Abandoned Agricultural Lands in Brazil. **Polytechnica**, v. 2, n. 1-2, p. 9–25, 29 ago. 2019.

LAL, R. Soil management for carbon sequestration. **The South African Journal of Plant and Soil**, v. 38, n. 3, p. 231–237, 27 maio 2021.

LAL, Rattan. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **science**, v. 304, p. 1623-1627, 2004.

LANDIS, J. R. KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, v.33, n.1, p. 159-174, 1977.

LAWRENCE ,Kyle Paffett; ABRAHAM, E. Stevens; SPRINGER, E. Ecological Assessment and Rehabilitation Prioritization for Improving Springs Ecosystem Stewardship. In: ADAMUS, Paulo Reymond. Et al. **Wetland and Stream Rapid Assessments**, Academic Press, 2018, P 475-487.

LEITE, Cibele. M.B.; BERNARDES, Ricardo S.; OLIVEIRA, Sebastião A. Método Walkley-black na determinação da matéria orgânica em solos contaminados por chorume. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**. v.8, n.1 p.111-115, 2004.Campina Grande, PB, DEAg/UFCG.

LEITE, Emerson Figueiredo. Cartografia de risco de incêndios florestais no Pantanal da Nhecolândia, MS. In: 7º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal. **Anais**. Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p. 72-80. Jardim, MS. Disponível em: <<https://www.geopantanal.cnptia.embrapa.br/Anais-Geopantanal/pdfs/p11.pdf>>.

LIANNE BORJA PIMENTA et al. Processo Analítico Hierárquico (AHP) em ambiente SIG: temáticas e aplicações voltadas à tomada de decisão utilizando critérios espaciais. **Interações**, p. 407–420, 5 jul. 2019.

LIBONATI et al. Assessing the role of compound drought and heatwave events on unprecedented 2020 wildfires in the Pantanal. **Environ. Res. Lett.** 17 (2022).

LIMA, Fellipe de Oliveira Lima.; BAPTISTA, Alessandra Carreiro.; DE DEUS, Leandro Andrei Beser. Análise da dinâmica espacial da cobertura vegetal no Oeste da Bahia por redes neurais. **Revista de Geografia**. V. 13, Nº 2, 2023.

LIMA, M. et al. Sugarcane: Brazilian public policies threaten the Amazon and Pantanal biomes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 3, p. 210–212, 1 jul. 2020.

LINDENMAYER, David et al. A Checklist for Ecological Management of Landscapes for Conservation. **Ecology Letter**, v. 11, p. 78-91, 2008.

MACHADO, Pedro L. O de. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Quim. Nova**, v. 28, p. 329-334, 2005.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomas - Coleção da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil, acessado em 22 de dez. de 2021 através do link: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>

MARIA et al. Stochastic cellular automata modeling of urban land use dynamics: empirical development and estimation. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 27, n. 5, p. 481–509, 1 set. 2003.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de planejamento e coordenação geral. **Atlas Multirreferencial**. 1993.

McBRATNEY, A. B. Geostatistical soil survey. 1984. 250 p. Ph.D. Thesis – Department of Soil Science, University of Aberdeen.

MEDEIROS, Giovana I. Bom; FLORINDO, Thiago José; RUVIARO, Clandio Favarini. Potencial de estoque e sequestro de carbono orgânico no solo sob pastagens no Brasil. **Revista Espacios**. Vol. 38. n 08, p. 23, 2017.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: global assessment reports. Washington, DC: Island Press, 2005.

MORAIS, Ygor Cristiano Brito et al. Análise do Sequestro de Carbono em Áreas de Caatinga do Semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Meteorologia**. v. 32, n. 4, 585-599, 2017. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1590/0102-7786324007>> Acesso em: 17/12/2021.

MORAES, André Seffens; SAMPAIO, Yony. SEIDL, Andrew. Quanto vale o Pantanal? A valoração ambiental aplicada ao bioma Pantanal. **Embrapa Pantanal**, ISSN 1981-7223; 194, 2009.

MORAES, Elisabete Caria.; PEREIRA Gabriel.; CARDOZO, Francielle da Silva. Estudo da redução das áreas alagadas no Pantanal em 2012. **Anais**. 4º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Bonito, MS, 20-24 de outubro 2012. Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p507-5015.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos de Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. 3ª ed. Viçosa: Editora da UFV, 2005.

NEVES, Carlos Eduardo das; MACHADO, Gilneu; HIRATA, Carlos Alberto; STIPP, Nilza Aparecida Freres. A importância dos geossistemas na pesquisa geográfica: uma análise a partir da correlação com o ecossistema. **Sociedade & Natureza**, vol. 26, n. 2, p. 271–285, May 2014.

PADOVANI, C. R. **Dinâmica Espaço Temporal Das Inundações do Pantanal**. Piracicaba, 2010. 174 p. Tese (Doutorado) Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Centro de energia Nuclear na Agricultura, 2010.

PAUCHARD, A., AGUAYO, M., PEÑA, E., & URRUTIA, R. (2006). Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). **Biological Conservation**, 127(3), 272-281.

PAVANI, B. F.; IKEMATSU, P.; RIBEIRO, A. C. G. . Mapeamento de indicadores de serviços ecossistêmicos da Macrometrópole Paulista. **Diálogos Socioambientais na Macrometrópole Paulista**, v. 3, n. 07, p. 12-15, 10 mar. 2021.

PEDROSA, B. **Ambiente computacional para modelagem dinâmica espacial**. 2004.111P. Tese. Doutorado. São José dos Campos. INPE.

POGGIANI, Fábio. Alterações dos ciclos biogeoquímicos em florestas. **Anais** – 2º Congresso Nacional sobre Essências Nativas. 1992.

RAMIREZ, D. W. et al. Efecto de los incendios sobre la cobertura vegetal, almacenamiento de carbono y biomasa vegetal en un humedal costero. **Revista De Biología Tropical**, v. 70, n. 1, 24 maio 2022.

REATTO, A.; SPERA, S.T.; CORREIA, J.R.; MARTINS, E.S.; MILHOMEN, A. Solos de ocorrência em duas áreas sob matas de galeria no Distrito Federal: aspectos pedológicos, uma abordagem química e físico hídrica. In: Ribeiro, J. F.; SOUZA-SILVA, J. C.; LAZARINE, C.E. (Ed). **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina, DF: Embrapa-CPAC, 1998. 16p.

RENNER, Rosana Maria. Sequestro de carbono e a viabilização de novos reflorestamentos no Brasil. **Dissertação** (Mestrado em Ciências Florestais), Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. CURITIBA, 2004.

REID, Walter; MOONEY, Harold Alfred; CARPENTER, Stephen R; CHOPRA, Kartik. Millenium Ecosystem Assessment Synthesis Report. **Reserach Gate**. 2005.

RICKE, Katharine.; DROUET, Laurent.; CALDEIRA, Ken.; TAVONI, Massimo. Country-level social cost of carbon. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 10, p. 895–900, 24 set. 2018.

ROQUETTE, José Guilherme. Distribuição da biomassa no cerrado e a sua importância na armazenagem do carbono. **Ciencia Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1350–1363, 1 out. 2018.

RUHOFF, Anderson Luís; FANTIN-CRUZ, Ibraim; COLLISCHONN, W. MODELOS DE SIMULAÇÃO DINÂMICA DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA. **Caminhos de Geografia**, v. 11, n. 36, p. 258–268, 2 jan. 2011.

SANTOS, K. F. dos; BARBOSA, F. T.; BERTOL, I.; WERNER, R. de S.; WOLSCHICK, N. H.; MOTA, J. M. Teores e estoques de carbono orgânico do solo em diferentes usos da terra no Planalto Sul de Santa Catarina. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 18, n. 2, p. 222-229, 2019. DOI: 10.5965/223811711812019222. Disponível em: <https://revistas.udesc.br/index.php/agroveterinaria/article/view/13103>. Acesso em: 20 abril. 2023.

SANTOS et al. Teores e estoques de carbono orgânico do solo em diferentes usos da terra no Planalto Sul de Santa Catarina. **Revista de Ciências agroveterinárias**. Lages, SC, Brasil. 2019.

SCHMIDT, A. M. **Processo de Apoio à tomada de decisão – Abordagens: AHP e MACETH**. Dissertação (Mestrado). UFSC, Florianópolis. 1995.

SHA, Zongyao. et al. The global carbon sink potential of terrestrial vegetation can be increased substantially by optimal land management. **Communications earth & environment**, v. 3, n. 1, 18 jan. 2022.

SHARP, R. et al. **InVEST Version 3.7.0 User's Guide**: The Natural Capital Project. Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. 2018. Disponível em: <http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/> Acesso em: 23 ago. 2018.

SHARP, R., et al., 2016. InVEST +VERSION+ User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. Schimel, D.S., 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global change biology*, 1(1), pp.77-91

SILVA, João dos Santos Vila da; ABDON, Myrian de Moura. Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.33, p 1703-1711. 1998.

SILVA, Leandro Félix da. **Análise multitemporal do uso da terra e cobertura vegetal no pantanal de aquidauana com o uso de geotecnologias**. Monografia – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, p, 81. 2014.

SILVA, Leandro Félix da; BACANI, Vitor Matheus. Detecção de mudanças e modelagem preditiva do uso da terra e da cobertura vegetal do Pantanal de Aquidauana-MS. **Geosp – Espaço e Tempo (Online)**, v. 22, n. 2, p. 437-456 mês. 2018. ISSN 2179-0892.

SILVA, et. al. Modelagem dinâmica da cobertura vegetal e mudanças climáticas na bacia do rio taperoá para o ano de 2055. **Anais**. XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Foz do Iguaçu, PR. 2019.

SILVA, Lucas Augusto Pereira; VELOSO, Gabriel Alves; LEITE, Marcos Esdras. Estimativa de Sequestro de Carbono em diferentes usos e coberturas do solo em áreas do Bioma Cerrado, norte de Minas Gerais. **Geosul**. Florianópolis, v. 37, n. 81, p. 381-409, 2022.

SILVA-FARIAS, Paulo Guilherme da et al. Physical fractions of organic matter and mineralizable soil carbon as quality indicators in areas under different forms of use in the Cerrado-Pantanal Ecotone. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 7, p. 517, 2022.

SJÖGERSTEN, S. et al. Coastal wetland ecosystems deliver large carbon stocks in tropical Mexico. **Geoderma**, v. 403, p. 115173, 2021.

SOUSA, Sônia Alexandra F. S. Autômatos Celulares. 2002. 96f. **Monografia (Graduação)**. Departamento de Ciência de Computadores. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto – FCUP. Porto, Portugal, 2002.

SOUZA at. al. (2020) - Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine - **Remote Sensing**, Volume 12, Issue 17, 10.3390/rs12172735

TAN, Lishan; GE, Zheng-Ming; LI, Shihua; *et al.* Impacts of land-use change on carbon dynamics in China's coastal wetlands. **Science of The Total Environment**, p. 164206–164206, 2023. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969723028279>>. Acesso em: 18 ago. 2023.

TEODORO, P.E. et al. Soil CO₂ emissions under different land-use managements in Mato Grosso do Sul, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 434, p. 139983–139983, 1 jan. 2024.

TRES, A. et al. Classificação do estado de mato grosso segundo sistema de zonas de vida de holdridge. **Enciclopédia Biosfera**, v. 13, n. 23, p. 329–343, 22 jun. 2016.

TRUMBORE, S.; BARBOSA DE CAMARGO, P. Soil carbon dynamics. **Amazonia and Global Change**, p. 451–462, 2009.

TRUMBORE, Susan.; CAMARGO, Plínio Brbosa de. Dinâmica do carbono no solo. **Amazonia and Global Change**, Geophysical Monograph Series v. 186, 2009.

VEZZANI, Fabiane Machado. Solos e Os Serviços Ecossistêmicos. **Revista Brasileira de Geografia Física**. V. 08, 673-684. Dez 2015.

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. Geoestatística: Conceitos e aplicações. Oficina de Texto. 2013, 216 p.

WALKLEY, Aldous; BLACK, I. Armstrong. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil science**, v. 37, n. 1, p. 29-38, 1934.

WALLACE, K. J. Classification of ecosystem services: problems and solution. **Biological Conservation**, v. 139, n. 3/4, p. 235-246, Oct. 2007. DOI: 10.1016/j.biocon.2007.07.015.

WANG, C. et al. Variation in ecosystem services with rapid urbanization: A study of carbon sequestration in the Beijing–Tianjin–Hebei region, China. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 110, p. 195–202, abr. 2019.

WANG, S.F.; WANG, X.K.; OUYANG, Z.Y. Effects of land use, climate, topography and soil properties on regional soil organic carbon and total nitrogen in the Upstream Watershed of Miyun Reservoir, North China. **Jornal of Environ Science**. 24: 387–395. 2012.

WESTMAN, Walter E. How Much Are Nature's Services Worth. **Science** **197**, no. 4307 (1977): 960-64. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/1744285>. Acesso em: 8 jun. 2020.

WINJUM, Jack. K; DIXON, Robert K.; SCHROEDER, Paul E. Forest management and carbon storage: An analysis of 12 key forest nations. **Water Air and Soil Pollution**, 1993. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/BF01105000>>.