



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

**TESE DE DOUTORADO**

**PREDIÇÕES DO USO E COBERTURA DA TERRA E SEUS IMPACTOS NA  
EROSÃO DO SOLO NO ECÓTONO CERRADO/MATA ATLÂNTICA: ESTUDO DE  
CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DA PRATA**

**ELIAS RODRIGUES DA CUNHA**

**Orientador**

Prof. Dr. Celso Augusto Guimarães Santos

**João Pessoa- PB**

**2021**

**ELIAS RODRIGUES DA CUNHA**

**PREDIÇÕES DO USO E COBERTURA DA TERRA E SEUS IMPACTOS NA  
EROSÃO DO SOLO NO ECÓTONO CERRADO/MATA ATLÂNTICA: ESTUDO DE  
CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DA PRATA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação  
em Geografia-CCEN/UEPB – Linha de pesquisa  
Gestão do Território e Análise Geoambiental  
como requisito para obtenção do título de Doutor  
em Geografia.

**JOÃO PESSOA-PB**

**2021**

**Catálogo na publicação**  
**Seção de Catalogação e Classificação**

C972p Cunha, Elias Rodrigues da.

Predições do uso e cobertura da terra e seus impactos na erosão do solo no ecótono Cerrado/Mata Atlântica : estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio da Prata / Elias Rodrigues da Cunha. - João Pessoa, 2021.  
132 f.

Orientação: Celso Augusto Guimarães Santos.  
Tese (Doutorado) - UFPB/CCEN.

1. Meio ambiente - Impactos. 2. Modelo InVEST. 3. RUSLE. 4. Modelo CA-Markov. 5. Bioma Cerrado. 6. Parque Nacional da Serra da Bodoquena. I. Santos, Celso Augusto Guimarães. II. Título.

UFPB/BC

CDU 502/504(043)

**"PREDIÇÕES DO USO E COBERTURA DA TERRA E SEUS  
IMPACTOS NA EROSIÃO DO SOLO NO ECÓTONO  
CERRADO/MATA ATLÂNTICA: ESTUDO DE CASO DA  
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DA PRATA"**

por

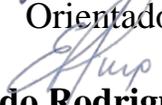
**Elias Rodrigues da Cunha**

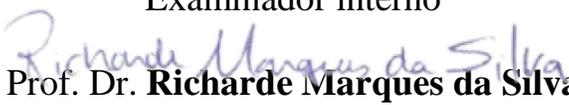
Dissertação de Tese de Doutorado apresentada ao Corpo Docente do  
Programa de  
Pós-Graduação em Geografia do CCEN-UFPB, como requisito total para  
obtenção do título de Doutor em Geografia.

Área de Concentração: Território, Trabalho e Ambiente

Aprovada por:

  
Prof. Dr. **Celso Augusto Guimarães Santos**  
Orientador

  
Prof. Dr. **Eduardo Rodrigues Viana de Lima**  
Examinador interno

  
Prof. Dr. **Richarde Marques da Silva**  
Examinador interno

ELOI PANACHUKI:52907040197 Assinado de forma digital por ELOI PANACHUKI:52907040197  
Dados: 2021.06.03 22:12:53 -03'00'

Prof. Dr. **Elói Panachuki**  
Examinador externo

  
Prof. Dr. **Vitor Matheus Bacani**  
Examinador externo

**Universidade Federal da Paraíba  
Centro de Ciências Exatas e da Natureza  
Programa de Pós-Graduação em Geografia  
Curso de Mestrado e Doutorado em Geografia**

**Junho/2021**

Ao meu avô Maximiano Rodrigues (*in memoriam*) pelo incentivo no início da minha vida acadêmica. Aos meus pais Benedito Alves da Cunha (*in memoriam*) e Nadir Rodrigues pelo carinho, ensinamentos e amor. E a todos que de alguma forma colaboraram para a execução desta pesquisa.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Universidade Federal da Paraíba-UFPB pela oportunidade no desenvolvimento dessa pesquisa;

A Universidade Federal de Mato Grosso do Sul- UFMS pela oportunidade de afastamento para o doutorado;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico- CNPq pelo fomento financeiro;

A direção e coordenação administrativa da UFMS/CPAq sempre dispostos a ajudar em todas as etapas do meu afastamento;

Ao Professor Dr. Celso Augusto Guimarães Santos pela orientação e incentivo em produzir uma pesquisa com qualidade e relevância;

Aos professores Richarde Marques da Silva, Elói Panachuki, Vitor Matheus Bacani, Eduardo Rodrigues Viana de Lima, Arnildo Pott, Paulo Tarso Sanches de Oliveira e Paulo Eduardo Teodoro pelas colaborações na pesquisa;

Ao amigo Leandro Félix da Silva pela amizade e ajuda na modelagem dos dados de uso e cobertura da terra;

Aos colegas Naelmo de Oliveira e Karina Falcão pela ajuda nas análises de solo;

Aos Laboratórios de Manejo e Conservação do Solo e de Matéria Orgânica, Microbiologia e Gênese do Solo da UEMS/Aquidauana pelo suporte nas análises de solo;

A Cláudia Camargo pelo carinho, apoio e paciência ao longo desses 4 anos;

Aos colegas de curso pela amizade, ensinamentos e momentos de descontração.

“Não se trata de salvarmos o planeta, trata-se de nos salvarmos. Com ou sem a humanidade a natureza vai se recuperar” (Attenborough, D, 2020)

## RESUMO

Recentemente, o avanço da agropecuária no Brasil tem provocado sérios problemas ambientais, como o desmatamento, aumento no uso de agrotóxicos e a erosão do solo, que têm impactado negativamente o meio ambiente. A erosão do solo e o turvamento das águas dos rios cênicos do Parque Nacional da Serra da Bodoquena localizado no Centro Oeste do Brasil, tem causado uma grande preocupação para uma região conhecida mundialmente pela transparência de suas águas, especialmente, o Rio da Prata. Apesar desses problemas ambientais terem potencial de impactar negativamente os serviços ecossistêmicos, as atividades de ecoturismo e o setor econômico dos municípios da região, nenhum estudo investigou os processos de erosão do solo na região. Assim, o objetivo deste estudo foi analisar os impactos atuais e futuros do uso e cobertura da terra na erosão do solo na bacia do Rio da Prata. Para mapear o uso e cobertura da terra na área de estudo foi utilizada a Análise de Imagem Baseada em Objetos (*Object Based Image Analysis- OBIA*) em imagens de satélites Landsat dos anos 1986, 1999, 2007 e 2016. Os cenários futuros de uso e cobertura da terra para os anos de 2033, 2050, 2080 e 2100 foram criados utilizando o modelo de previsão *Cellular Automata- Markov (CA-Markov)*. A Equação Revisada de Perdas de Solo (*Revised Universal Soil Loss Equation- RUSLE*) associada ao uso e cobertura da terra foi usada para estimar as perdas de solo para os anos de 1986, 1999, 2007, 2016, 2050 e 2100. A modelagem do uso e cobertura da terra para os anos de 2033, 2050, 2080 e 2100 apresentou um resultado “substancial”, como comprovado pelos valores obtidos dos índices *kappa for agreement* ( $\kappa_{standard}$ ) = 0,73, *kappa for no information* ( $\kappa_{no}$ ) = 0,78 e *kappa for grid-cell level location* ( $\kappa_{location}$ ) = 0,84. Os cenários futuros de uso e cobertura da terra indicaram o avanço da agricultura e diminuição das classes de vegetação nativa como *banhado*, cerrado, mata ciliar, floresta estacional semidecidual e campos gramíneos úmidos. Os resultados mostraram que ocorreu um declínio nas perdas de solo e exportação de sedimentos nos últimos 30 anos (1986- 2016). A perda de solo total sofreu uma redução de 10,20 milhões de toneladas em 1986 para 4 milhões em 2016. Com isso, a exportação de sedimentos total diminuiu significativamente em 69,86%, reduzindo de 1 milhões de toneladas para 321 mil toneladas. Constatou-se que entre 1986 e 2016 houve predomínio de perdas de solo <5 Mg/ha/ano em aproximadamente 92% da área de estudo, influenciada pelos fatores topográfico (LS), erodibilidade (K) e uso e manejo do solo (C). Os resultados obtidos para os cenários futuros de erosão do solo mostraram que entre 2050 e 2100 ocorre um crescimento 13,84% das áreas de perdas de solos >10 Mg/ha/ano. Entre 2016 e 2100 as classes moderada, intensa e extremamente intensa aumentam em 34,41%, 36,41% e 23,96%,

respectivamente. O *banhado* apresentou a menor perda de solo (0,23 Mg/ha/ano). Observou-se que a taxa de erosão do solo nessa classe variou apenas 8,69%. Embora a região do *banhado* apresente um baixo potencial erosivo com taxa anual de exportação de sedimentos com valores mínimos, a presença dos canais artificiais de drenagem favoreceu o escoamento concentrado, o que possibilitou o desenvolvimento de processos erosivos nas margens de alguns drenos. A conversão da vegetação natural em terras agrícolas pode ser considerada como um alerta contra a perda da biodiversidade da fauna e flora na região do Parque Nacional da Bodoquena, e principalmente na bacia hidrográfica do Rio da Prata. Além disso, os cenários futuros de erosão do solo mostram um aumento 5,78% na taxa média de erosão do solo para a agricultura. Portanto, com a tendência de expansão das terras cultivadas até o ano de 2100, existe a necessidade de planejamento para conservação do solo e da água, que vise principalmente a produção sustentável e a manutenção dos serviços ecossistêmicos e do setor econômico na região.

**Palavras-chave:** Modelo InVEST, RUSLE; Modelo CA-Markov; Bioma Cerrado; Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

## ABSTRACT

Recently, the advancement of agriculture in Brazil has caused very serious problems, such as deforestation and an increase in the amount of pesticides, erosion soil and suspended sediment that have negatively impacted the environment. Soil erosion and muddy waters in the scenic rivers of the Serra da Bodoquena National Park, especially the Rio da Prata located in central-western Brazil, have caused great concern for a region known worldwide for the transparency of its waters. Although these effects have the potential to negatively impact ecosystem services, ecotourism activities and the economic sector of municipalities in the region, no study has investigated soil erosion processes in the region. Thus, the objective of this study was to analyze the current and future impacts of land use and cover on soil erosion in the Rio da Prata basin. To map land use and land cover in the study area, we use Object Based Image Analysis (OBIA) in Landsat satellite images from the years 1986, 1999, 2007 and 2016. Future land use and land cover scenarios for the years 2033, 2050, 2080 and 2100 were created using the Cellular Automata-Markov (CA-Markov) forecasting model. The Revised Universal Soil Loss Erosion-Equation (RUSLE) associated with future land use and land cover scenarios was used to estimate soil losses for the years 1986, 1999, 2007, 2016, 2050 and 2100. The results of the simulation of changes in land use and land cover were considered satisfactory, as evidenced by the values obtained from the kappa for agreement ( $\kappa_{standard}$ ) = 0.73, kappa for no information ( $\kappa_{no}$ ) = 0.78 and kappa for grid- cell level location ( $\kappa_{location}$ ) = 0.84. Future land use and land cover scenarios indicated the advance of agriculture crop and a decrease in classes of native vegetation such as *banhado*, cerrado, riparian forest, seasonal semideciduous forest and wet grasslands. The results showed that there has been a decline in soil losses and sediment exports over the past 30 years (1986- 2016). Total soil loss was reduced from 10.20 million tons in 1986 to 4 million in 2016. As a result, total sediment exports decreased significantly by 69.86%, from 1 million tons to 321 thousand tons. It was found that between 1986 and 2016 a predominance of soil losses <5 Mg/ ha/year in approximately 92% of the study area, influenced by the factors topographic, erodibility and use and management. The results obtained for future soil erosion scenarios showed that between 2050 and 2100 there was a 13.84% growth in areas of soil loss > 10 Mg/ha/year. Between 2016 and 2100 the moderate, intense and extremely intense classes increased by 34.41%, 36.41% and 23.96%, respectively. The *banhado* (wetland) showed the lowest soil loss (0.23 Mg/ha/year). It was observed that the soil erosion rates in this class varied only 8.69%. Although the wetland region presents a low erosive potential with an annual sediment export rate with minimum values, the presence of artificial drainage channels

avored concentrated flow, which enabled the development of erosive processes on the margins of some drains. The conversion of natural vegetation into agricultural land can be considered as a warning against the loss of biodiversity of fauna and flora in the region of the Bodoquena National Park, and especially in the hydrographic basin of the Rio da Prata. In addition, future soil erosion scenarios showed a 5.78% increase in the average soil erosion rate for agriculture. Therefore, with the trend of expansion of cultivated land until the year 2100, there is an urgent need for planning for soil and water conservation, which mainly aims at sustainable production and the maintenance of ecosystem services and the economic sector in the region.

**Keywords:** InVEST Model, RUSLE; CA-Markov model; Cerrado Biome; Serra da Bodoquena National Park.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Autômato celular. Fonte: Câmara, 1996. ....	27
Figura 2- localização da área de estudo: (a) bacia do Rio da prata no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil e América do Sul; (b) bioma Cerrado (cinza escuro), bioma Pantanal (cinza) e bioma Mata Atlântica (cinza claro) no Mato Grosso do Sul, e bacia do Rio da Prata (vermelho) e a grade de células da <i>Tropical Rainfall Measuring Mission</i> (TRMM); (c) MDE (SRTM) da bacia do Rio da Prata. (1) Parque Nacional Serra da Bodoquena, (2) Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Cabeceira do Prata Recanto Ecológico Rio da Prata e Recanto Ecológico Rio Da Prata, (3) RPPN Buraco das Araras, (4) Lagoa Misteriosa, (5) Jardim Ecopark, (6) Balneário do Assis e (7) Balneário Santuário do Prata. ....	33
Figura 3- Classes de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio da Prata: (a) pastagem, (b) agricultura (na foto, milho em estágio inicial), (c) florestal estacional semidecidual, (d) <i>banhado</i> (fotografia aérea), e) <i>banhado (in situ)</i> , (f) cerrado, (g) mata ciliar (fotografia aérea), (h) mata ciliar ( <i>in situ</i> ), (i) campos gramíneos úmidos, (j) solo exposto, (k) terra preparada para plantio e (l) corpos d'água. Fotos: (c) Bruna Andrade, (d) e (e) Instituto Homem Pantaneiro (IHP); as demais fotos são do acervo pessoal. ....	34
Figura 4- Distribuição espacial das formações geológicas. ....	35
Figura 5- Hipsometria da bacia. ....	39
Figura 6- Geomorfologia da bacia. ....	40
Figura 7- Distribuição espacial das classes de solos. ....	41
Figura 8- Mapa da variabilidade espacial pluviométrica baseada em dados de 1989 a 2013. Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA). ....	46
Figura 9- Atributos de objetos utilizados para otimizar a classificação do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio da Prata. ....	52
Figura 10- Fluxograma das principais etapas da abordagem <i>OBIA</i> para classificação de uso e cobertura da terra. ....	53
Figura 11- Distribuição espacial dos pontos de controle utilizados para avaliar a acurácia da classificação do uso e cobertura da terra para os anos (a) 1986, (b) 1999, (c) 2007 e (d) 2016. ....	55
Figura 12- Fluxograma das etapas percorridas para modelagem dos cenários futuros. ....	57
Figura 13- Distribuição espacial dos fatores naturais e antrópicos fuzzificados para mudanças nas forças motrizes: transições (a) <i>banhado</i> para agricultura, (b) pastagem para agricultura, (c)	

<i>banhado</i> para terra preparada para plantio, (d) pastagem para terra preparada para plantio, (e) mata ciliar para pastagem, (f) cerrado para pastagem, (g) campos gramíneos úmidos para pastagem, bem como, (h) focos de incêndios, (i) solos, (j) declividade, (k) estradas, (l) rede de drenagem, (m) canais de drenagens artificiais e (n) limite de fazenda. ....	60
Figura 14- Principais etapas da aplicação da RUSLE para os os anos de 1986, 1999, 2007, 2016, 2050 e 2100. ....	63
Figura 15- Distribuição espacial do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio da Prata para os anos 1986, 1999, 2007 e 2016. ....	71
Figura 16- Distribuição das classes (%) para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016 na bacia do Rio da Prata. PA = Pastagem, CA = Agricultura, PL = Terra preparada para plantio, BA = <i>Banhado</i> , RF = Mata ciliar, CE = Cerrado, SSF = Floresta estacional semidecidual, WG = Campo gramíneos úmidos, WB = Corpos d’água, BL = Solo exposto.....	72
Figura 17- Fotografias aéreas da área de estudo: (a) áreas de preservação permanente em 21/06/2018, e (b) substituição do cerrado por pastagem plantada em 21/06/2018. Fotos: Instituto Homem Pantaneiro (IHP). ....	73
Figura 18- As imagens de satélite de alta resolução do <i>Google Earth</i> ® datadas de 2007 (a) e 2018 (b) mostram o avanço da agricultura em uma área próxima a uma nascente e planície de inundação do Rio do Prata. Também é possível observar nas Figuras (d) e (e) a ocupação das lavouras no <i>banhado</i> e nos canais de drenagem em 2017 e 2018. Além disso, foram observadas essas mudanças <i>in situ</i> em trabalhos de campo realizados nos anos de 2015 (c) e 2018 (f). Fotos: arquivo pessoal. ....	74
Figura 19- Mapa de transição para pastagem e agricultura, e persistência do uso e cobertura da terra entre 1986–2016. ....	75
Figura 20- Comparação do mapa simulado e o mapa de referência. AZUL ESCURO NA LEGENDA.....	77
Figura 21- Cenários de uso e cobertura da terra baseados no modelo CA- Markov para os anos de 2033, 2050, 2080 e 2100.....	80
Figura 22- A expansão das áreas de culturas agrícolas na região aponta para um cenário futuro preocupante para o <i>banhado</i> do Rio da Prata. Foto tirada em 21/06/2018 por Instituto Homem Pantaneiro (IHP). ....	81
Figura 23- Importância da qualidade ambiental do Rio da Prata para preservação da fauna, flora e biodiversidade aquática. Na Figura (a) Cardume de peixes conhecidos como Piraputanga, (b) Cardume de peixe conhecidos como Curimbata, (c) Uma Anta mergulhando nas águas	

transparentes do Rio da Prata, conhecida como o maior herbívoro da América do Sul e considerada como vulnerável ao desaparecimento segundo a <i>International Union for Conservation of Nature</i> (IUCN) e (d) Aumento do nível das águas do Rio Olho D'Água em dias de chuvas, no entanto, a transparência do rio permanece intacta devido a preservação da vegetação ciliar. Fotos: (a), (b) e (c) Luciano Candinasi e (d) Recanto Ecológico do Rio da Prata, Luciano Candisani.....	82
Figura 24- Atividades de ecoturismo desenvolvidas na região do Rio da Prata: (a) flutuação no Rio da Prata (b) flutuação no Rio Olho D'Água, (c) mergulho com cilindro no Rio da Prata, (d) canoagem, (e) contemplação da fauna e flora na dolina Buraco das Araras e (e) trilhas ecológicas na RPPN Cabeceira do Prata. Fotos: Photos (a) Fernando Maidana, (b) e (c) Daniel De Granville, (d) Jardim EcoPark, (e) Arquivo pessoal e (f) Hudson Garcia.....	83
Figura 25- Mapa dos fatores usados na RUSLE (a) erosividade (b) solos, (c) erodibilidade e (d) topográfico.....	87
Figura 26-Os mapas do fator C para os anos de (a) 1986, (c)19 99, (e) 2007 e (g) 2016) e fator P para os anos de (b)1986, (d) 1999, (f) 2007 e (h) 2016. Para os anos de 2050 e 2100 usamos os valores dos fatores C e P referentes ao ano de 2016. ....	92
Figura 27- Estimativa das perdas de solo, SDR e exportação de sedimentos da bacia hidrográfica do Rio da Prata para os anos (a) 1986, (b) 1999, (c) 2007 e (d) 2016. ....	94
Figura 28- Variação da distribuição do uso e cobertura da terra, SDR, perdas de solo e exportação de sedimentos de 1986 a 2016. ....	95
Figura 29- A distribuição espacial do IC mostra valores elevados, além disso, a conversão de pastagem em área agrícola sem a adoção de terraceamento promoveu a erosão do solo que causou o turvamento das águas do Rio da Prata em novembro de 2018. Fotos: Recanto Ecológico do Rio da Prata e Luciano Candisani. ....	97
Figura 30- Espacialização das perdas de solo e desenvolvimento de processos erosivos: (a) <i>banhado</i> , (b) margens e (c) nascentes dos córregos afluentes do Rio Verde. Na mesma ordem estão as imagens de alta do Google Earth datadas de 2017, 2018 e 2019 e observação dos processos erosivos <i>in situ</i> nos anos de 2016, 2017 e 2014.....	103
Figura 31- Coletas de solo nos anos de 2016, 2018 e 2019. ....	129
Figura 32 - Análise dos parâmetros físicos e químicos dos solos nos laboratórios da UEMS/Aquidauana. ....	130

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Descrição dos conjuntos de dados, fonte e suas características. ....	49
Tabela 2- Características das imagens dos satélites Landsat 5 e 8. ....	50
Tabela 3- Parâmetros utilizados para segmentação de múltiplas resoluções. ....	51
Tabela 4- Valores dos pesos utilizados para cada banda das imagens Landsat sensor TM e OLI para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016. ....	51
Tabela 5- Matriz de comparação pareada dos fatores: agricultura, terra preparada para plantio e pastagem. ....	60
Tabela 6- 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. ....	61
Tabela 7- Valores dos fatores C e P para classes de LULC da bacia hidrográfica do Rio da Prata. ....	67
Tabela 8- Coeficiente kappa e acurácia global para classificação dos anos 1986, 1999, 2007 e 2016. ....	69
Tabela 9- Quantificação das classes de uso e cobertura da terra (km <sup>2</sup> e %) para os anos de 1986, 1999, 2006 e 2016. ....	71
Tabela 10- Mudanças líquidas para agricultura, terra preparada para plantio e pastagem. ....	76
Tabela 11- Matriz de probabilidade de transição do LULC para o ano de 2007 (1986 - 1999), 2016 (1999 - 2007) e 2050 (1999 - 2007). ....	78
Tabela 12- Classes de uso e cobertura da terra para os anos de 2033, 2050, 2080 e 2100 (km <sup>2</sup> e %). ....	80
Tabela 13- Índice estatístico dos modelos avaliados para interpolação da erosividade. ....	87
Tabela 14- Classes de solo e valor do fator K (Mg h ha <sup>-1</sup> MJ <sup>-1</sup> mm <sup>-1</sup> ). ....	88
Tabela 15- Classes de perdas de solo por grau de erosão para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016. ....	100
Tabela 16- Classes de perdas de solo por grau de erosão para os anos de 2050, 2100 e mudança relativa entre 2016–2100. ....	101
Tabela 17- Valores médios das perdas de solo e exportação de sedimentos por classes de uso e cobertura da terra para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016. ....	102
Tabela 18- Perdas de solo por classes de uso e cobertura da terra para os anos de 2050, 2100 e mudança relativa em relação ao ano de 2016. ....	106

## LISTA DE SIGLAS

*FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations*

*Unesco United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*

*SR Sensoriamento Remoto*

*SIG Sistema de Informação Geográfica*

*Landsat Land Remote Sensing Satellite*

*CA Cellular Automata*

*RUSLE Revised Universal Soil Loss Equation*

*USLE Universal Soil Loss Equation*

*MSS Multispectral Scanner System*

*ECHO Homogeneous Object Extraction and Classification*

*CPRM Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais*

*BAP Bacia do Alto Paraguai*

*Aw Tropical wet*

*Conab Companhia Nacional de Abastecimento*

*IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*

*PPM Pesquisa Pecuária Municipal*

*CAGED Cadastro Geral de Empregados e Desempregados*

*MDE Modelo Digital de Elevação*

*USGS United States Geological Survey*

*ENVI Environment for visualizing Images*

*$L_{\lambda}$  Radiância*

*FLAASH Fast Line of sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*

*MODTRAN Moderate Spectral Resolution Atmospheric Transmittance*

*TM Thematic Mapper*

*OLI Operational Terra Imager*

*ALOS Advanced Land Observing Satellite*

*SAR Synthetic Aperture Radar*

*OBIA Object Based Image Analysis*

*NDVI Normalized Difference Vegetation Index*

*NDWI Normalized Difference Water Index*

*SAVI Soil Adjusted Vegetation Index*

*AG Acurácia Global*

$\kappa$  Coeficiente Kappa

*LCM Land Change Modeler*

*FMF Fuzzy Membership Functions*

*AHP Analytic Hierarchy Process*

*MCE Multi Criteria Evaluation*

*KIA Kappa Index Agreement*

A Perdas de solo por unidade de área (Mg/ha/ano)

R Fator erosividade (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>)

K Fator erodibilidade (Mg ha h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>),

LS Fator topográfico

C Fator uso e manejo do solo

P Fator práticas conservacionistas

Embrapa Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

COT Carbono Orgânico Total

MO Matéria Orgânica

$\beta$  Quociente entre a erosão em sulcos e entressulcos

NIR Refletância na faixa do infravermelho próximo

Red Refletância na faixa do vermelho

APROSOJA-MS Associação dos produtores de soja de Mato Grosso do Sul

MMA Ministério do Meio Ambiente

*K<sub>standard</sub> kappa agreement index*

*K<sub>no</sub> kappa for no information*

*K<sub>location</sub> kappa for grid-cell level location*

IBAMA Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis

Imasul Instituto de Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul

PMA Polícia Militar Ambiental

ECOA Ecologia e Ação

UC Unidade de Conservação

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	17
2. OBJETIVOS .....	20
2.1 Objetivo geral .....	20
2.2 Objetivos específicos .....	21
3. HIPÓTESE .....	21
4. FUNDAMENTAÇÃO TEORICA E METODOLÓGICA.....	21
4.1 <i>Object based image analysis (OBIA)</i> .....	21
4.2 Modelo espacial dinâmico .....	22
4.3 Cadeias de Markov .....	24
4.4 <i>Cellular Automata (CA)</i> .....	25
4.5 Modelo hibrido CA- Markov na simulação das mudanças do uso e cobertura da terra.	28
4.6 Erosão do solo e aplicação da <i>RUSLE</i> .....	30
5 MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
5.1 Área de estudo .....	33
5.2 Caracterização do meio físico e socioeconômico.....	35
5.2.1 Geologia .....	35
5.2.1.1 Formação Cerradinho.....	35
5.2.1.2 Formação Bocaina .....	36
5.2.1.3 Formação Aquidauana .....	36
5.2.1.4 Formação Botucatu .....	37
5.2.1.5 Grupo Cuiabá .....	37
5.2.1.6 Formação Xaraiés .....	38
5.2.2 Geomorfologia.....	38
5.2.3 Solos .....	41
5.2.3.1 Argissolos Vermelhos.....	41

5.2 3.2 Cambissolos Háplicos.....	42
5.2 3.3 Chernossolos Argilúvicos e Rêndzicos.....	42
5.2 3.4 Gleissolos háplicos .....	43
5.2 3.5 Latossolos Vermelhos.....	43
5.2 3.6 Neossolos Litólicos.....	43
5.2 3.7 Neossolos Regolíticos.....	44
5.2 3.8 Nitossolos Vermelhos.....	44
5.2 3.9 Plintossolos Háplicos.....	45
5.2.4 Aspectos climáticos.....	45
5.2.5 Desenvolvimento da agropecuária no estado de Mato Grosso do Sul.....	46
5.2.6 Ecoturismo na microrregião da Bodoquena .....	48
6 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS .....	49
6.1 Imagens de satélites e dados auxiliares.....	49
6.2 Pré-processamento das imagens <i>Landsat</i> e abordagem <i>OBIA</i> na classificação do uso e cobertura da terra.....	49
6.4.2 Validação do mapa de uso e cobertura do terra .....	53
6.4.3 Análise das mudanças no uso e cobertura da terra.....	55
6.5 Simulação de cenários de mudanças no uso e cobertura da terra usando o modelo CA-Markov.....	56
6.6 <i>RUSLE</i> e cenários futuros de perdas de solo.....	62
6.6.1 Fator erosividade da chuva (R).....	63
6.6.2 Fator erodibilidade do solo (K).....	64
6.6.3 Fator topográfico (LS).....	65
6.6.4 Fator uso e manejo do solo (C) e fator práticas conservacionistas (P) .....	66
6.7 Taxa de entrega de sedimentos (SDR), exportação de sedimentos e deposição de sedimentos .....	67
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	69
7.1 Avaliação da classificação do uso e cobertura da terra .....	69

7.2 Histórico das mudanças no uso e cobertura da terra .....	70
7.2 Validação do modelo CA-Markov .....	76
7.3 Análise da transição das mudanças de uso e cobertura da terra.....	77
7.4 Cenários futuros .....	79
7.5 Fatores da RUSLE.....	86
7.5.1 Erosividade (fator R) .....	86
7.5.2 Erodibilidade (fator K) .....	87
7.5.3 Topográfico (fator LS) .....	91
7.5.4 Uso e manejo (fator C) e práticas conservacionistas (fator P).....	91
7.5.6 Mudanças nas perdas de solo, SDR e exportação de sedimentos de 1986 a 2016 ..	93
7.5.7 Deposição de sedimentos e turvamento das águas do Rio da Prata em 2018 .....	96
7.5.8 Perdas de solo recentes por grau de erosão .....	99
7.5.9 Perdas de solo futuras por grau de erosão .....	100
7.5.10 Perda de solo recente e exportação de sedimentos por classes de uso e cobertura da terra .....	101
7.5.11 Cenários futuros de perdas de solo.....	105
8. CONCLUSÕES .....	106
REFERÊNCIAS .....	110
APÊNDICE .....	129
Coleta de solos na bacia hidrográfica do Rio da Prata.....	129
Análise física e química das amostras de solos .....	130

## 1 INTRODUÇÃO

A erosão do solo é considerada a maior ameaça mundial à degradação ambiental das terras (FAO, 2019). Esse fenômeno afeta intensamente a estrutura física e a capacidade produtiva do solo. A erosão do solo causa perdas de sedimentos, matéria orgânica e nutrientes da camada superficial do solo, além de aumentar o transporte de poluentes nas águas pluviais (CUNHA, 2017; GANASRI e RAMESH, 2016). Além disso, a qualidade e quantidade dos recursos hídricos, habitat de espécies terrestres e aquáticas e a prestação de serviços ecossistêmicos são prejudicados quando sedimentos e pesticidas são carregados para os canais de drenagem (LUETZENBURG et al., 2020; YANG et al., 2018; AMUNDSON et al., 2015).

Em todo mundo vem aumentando a preocupação com os impactos que a erosão hídrica causa ao meio ambiente (LI e FANG, 2016). O crescimento populacional e econômico têm elevado as demandas por alimentos, fibras e energia, o que pode aumentar a necessidade de mais áreas agricultáveis e, conseqüentemente, maiores impactos nos recursos terrestres e hídricos (AGHSAEI et al., 2020). Com o aumento populacional e o consumo de alimentos, estima-se uma duplicação na demanda mundial por *commodities* agrícolas até 2050 (FAO, 2006). Nas últimas duas décadas, o Brasil esteve entre os maiores produtores e exportadores de grãos e carne bovina do mundo (FAO, 2016), tendo como local de origem no Bioma Cerrado, pois, de acordo com Oliveira et al. (2015), entre 2009 e 2010, 54% da soja do país, 95% do algodão, 23% do café, 55% da carne e 41% do leite foram produzidos nesse bioma.

O Cerrado (Savana Tropical Brasileira) é o segundo maior bioma em extensão no Brasil (2.036.448 km<sup>2</sup>) e possui a maior área de savana da América do Sul. Esse bioma faz parte da fronteira agrícola do país devido à grande extensão de terra agricultável, e vem sofrendo intensa conversão da vegetação natural para pastagens e terras agrícolas, tornando-se um *Hotspot* de extinção da biodiversidade (ANACHE et al., 2018; HUGHES, 2017; LAPOLA et al., 2014). A exploração da terra também ocorre na Bacia do Rio da Prata, pois grande parte de suas terras vem sendo utilizadas para atividades agrícolas. Nesse sentido, a bacia compreende uma importante unidade geoambiental de estudo e planejamento devido à sua proximidade com o Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

A bacia do Rio da Prata é atípica do ponto de vista fisiográfico, pois está localizada na transição do Planalto de Bodoquena e da Planície Pantaneira (CUNHA et al., 2020). Embora

esteja no domínio do Bioma Cerrado, está sob a influência da Mata Atlântica de interior, considerada uma das últimas regiões onde são encontrados remanescentes da floresta estacional com grande extensão e qualidade preservadas (POTT e POTT, 2003). Esses aspectos criam peculiaridades ambientais muito ricas na flora, fauna e características geológico-geomorfológicas, como relevo cárstico e tufas calcárias. Essas características, associadas à abundância de água e solo fértil permitiram que a pecuária extensiva se destacasse na região como atividade dominante até o início dos anos 70. No entanto, nas últimas duas décadas, a agricultura (soja/milho) está desenvolvendo-se nas áreas antes ocupadas por pastagem.

Na região as atividades de ecoturismo se iniciaram em meados dos anos 80 (BARBOSA e ZAMBONI, 2000). Além disso, a bacia faz parte do Geopark Bodoquena-Pantanal (Decreto Normativo nº 12.897, de 22 de dezembro de 2009), que atualmente está em processo de reconhecimento pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) como uma área importante, detentora de um ecossistema frágil e de grande interesse turístico. A área banhada pelo Rio da Prata, mais especificamente, o município de Bonito, considerado o polo do ecoturismo no estado de Mato Grosso do Sul foi classificado 15 vezes como melhor destino de ecoturismo do Brasil, pela revista Viagem e Turismo.

Os empreendimentos de ecoturismo localizados ao longo do Rio Prata dependem exclusivamente da grande biodiversidade, transparência e qualidade de água (CUNHA et al., 2020). No entanto, nos últimos anos, o Rio da Prata tem sofrido no período chuvoso (outubro a março) com o rápido turvamento de suas águas por sedimentos carregados de uma área úmida conhecida como “*banhado*”, áreas agrícolas e estradas vicinais, comprometendo o desenvolvimento de atividades de ecoturismo, justamente na alta temporada de turistas.

Apesar dessa situação, não existem estudos sobre os impactos da erosão do solo na bacia do Rio da Prata. Portanto, se fez necessário uma avaliação dos impactos atuais e futuros das atividades de agropecuária, dada a importância dessa bacia para a conservação da biodiversidade e manutenção do complexo turístico da região. A importância do turismo pode ser verificada analisando a influência desse setor na economia local; constatando-se que esse setor foi responsável por mais da metade dos empregos formais gerados em 2016 no município de Bonito, de acordo com o Registro Geral de Pessoas Empregadas e Desempregadas (MTE, 2019). No mesmo período, a cidade recebeu aproximadamente 212.817 turistas, 4,17% a mais que em 2015, gerando uma receita de aproximadamente R\$323 milhões (BONITO, 2016).

Diante desse cenário, a mudança no uso e cobertura da terra é um dos componentes mais importantes da transformação ambiental global (ANAND et al., 2018). As alterações no uso e cobertura da terra, principalmente com as atividades antropogênicas (ex. desmatamento, atividades agropastoris, urbanização e outras) têm favorecido significativamente as interações atmosféricas, fragmentações florestais e a perda da biodiversidade (FU et al., 2000). O uso e cobertura da terra associado às mudanças climáticas têm efeito direto nos processos hidrológicos e na erosão do solo em bacias hidrográficas (LUETZENBURG et al., 2020; HOU et al., 2019; GASHAW et al., 2018; LI e FANG, 2016). Portanto, existe a necessidade desse estudo na bacia do Rio da Prata, pois existem poucos estudos (CUNHA et al., 2021, CUNHA et al., 2020), e nenhum avaliou os impactos das mudanças no uso e cobertura da terra nos processos de erosão do solo na região do Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

Além disso, as mudanças no uso e cobertura da terra é um dos principais temas de investigação de impactos ambientais globais e desenvolvimento sustentável. A intensidade das alterações no uso e cobertura da terra em resposta ao crescimento da população mundial e suas consequências para meio ambiente têm demandado profundos estudos dessas transformações (PALMATE et al., 2017; WU et al., 2006). Desse modo, utilizando modelos de simulação dos padrões de uso a partir de informações preliminares do passado é possível construir cenários futuros de uso e cobertura da terra (GONG et al., 2015a), proporcionando uma base científica racional para decisões políticas, desenvolvimento sustentável, proteção dos ecossistemas e preservação dos recursos naturais (HOU et al., 2019; ETEMADI et al., 2018; BACANI et al., 2016;).

Atualmente, vários modelos matemáticos e métodos são aplicados usando dados de sensoriamento remoto (SR) e implementados em SIG (Sistema de informação Geográfica) para simular tendências de crescimento e mudanças no uso e cobertura da terra (GHOSH et al., 2017). Diversos trabalhos usaram modelos que dependem da avaliação do crescimento dinâmico, como os modelos de *Cellular Automata* (CA), também existem estudos que aplicam modelos quantitativos, nesse caso, a Regressão Logística (XU et al., 2016) para simulação e previsão. Outros contam com a integração de modelos, também conhecidos como modelos híbridos, como os modelos CA- Markov (FU et al., 2018; WELLAUSEN et al., 2018; PRICE et al., 2015; TERRA et al., 2014), Regressão Lógica-CA-Markov (ARSANJANI et al., 2012),

CA- Rede Neurais (BASSE et al., 2014) para alcançar resultados precisos e realistas (AL-SHARIF et al., 2014).

Neste estudo, a modelagem preditiva do uso e cobertura da terra foi através da integração CA-Markov (MILAD et al., 2017; HALMY et al., 2015) devido as vantagens do modelo para prever condições futuras de terras cultivadas (HOU et al., 2019). O modelo Cadeias de Markov embora seja robusto, e capaz de simular a quantidade das mudanças do uso e cobertura da terra através de uma matriz de probabilidade de transição, não tem a capacidade de simular alterações com tendências espaciais. Sendo assim, é necessária a integração ao modelo CA, tornando-se uma técnica eficiente para estimar e modelar a dinâmica espaço-temporal devido a capacidade do modelo utilizar conjuntos de dados de SR em SIG (KAMUSOKO et al., 2009).

Entre as equações e modelos de erosão hídrica podemos destacar a USLE – *Universal Soil Loss Equation*, Wischmeier e Smith (1978), a versão revisada RUSLE – *Revised Universal Soil Loss Equation* Renard et al. (1997), WEPP – *Water Erosion Prediction Project* (NEARING et al., 1989), MUSLE – *Modified Universal Soil Loss Equation* (WILLIAMS e BERNDT, 1977), EUROSEM – *European Soil Erosion Model* (MORGAN et al., 1998), entres outros. Entre eles, a RUSLE tem sido amplamente empregada como ferramenta robusta para estimar as taxas de erosão hídrica (PANAGOS e KATSOYIANNIS, 2019).

Assim, é importante mapear e quantificar as perdas de solo atual e futura por meio da RUSLE para avaliar os impactos das atividades agropecuárias no processo de degradação do solo (GOMES et al., 2019; TENG et al., 2018). De modo que, seus resultados forneçam uma base consistente para gestores e formuladores de políticas na criação de medidas efetivas de conservação do solo e água (PARSONS, 2019) visando a conciliação das atividades agropecuárias e conservação ambiental para um desenvolvimento sustentável na bacia do Rio da Prata.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Analisar o uso e cobertura da terra para os anos de 2033, 2050, 2080 e 2100 e seus impactos na erosão do solo na bacia hidrográfica do Rio da Prata para 2050 e 2100.

## 2.2 Objetivos específicos

- Analisar as mudanças no uso e cobertura da terra entre os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016;
- Simular cenários de uso e cobertura da terra para os anos de 2033, 2050, 2080 e 2100;
- Estimar as perdas de solo, a taxa de entrega de sedimentos (SDR), a exportação de sedimentos e a deposição de sedimentos para os anos de 1986, 1999, 2007, 2016;
- Simular cenários futuros de perdas de solo para os anos de 2050 e 2100.

## 3. HIPÓTESE

Devido as constantes alterações no uso e cobertura da terra entre os anos de 1986 e 2016 haverá um aumento nos níveis de erosão do solo na bacia hidrográfica do Rio da Prata até o ano 2100.

## 4. FUNDAMENTAÇÃO TEORICA E METODOLÓGICA

### 4.1 *Object based image analysis (OBIA)*

A *Object based image analysis (OBIA)* usa objetos geográficos como unidades básicas para classificação de uso e cobertura da terra. A abordagem mais comum usada para gerar tais objetos é a segmentação da imagem. A segmentação de imagens é um termo de visão computacional, com o qual uma imagem é particionada em várias regiões homogêneas através do agrupamento de pixels de acordo com critérios determinados de homogeneidade e heterogeneidade (HARALICK, 1985).

Os primeiros trabalhos desenvolvidos usando o SR em *OBIA* foram realizados nas imagens *Landsat MSS* nos anos 70 por Kettig e Landgrebe (1976). A aplicação ficou conhecida como *Extraction and Classification of Homogeneous Objects (ECHO)*. As teorias e conceitos baseados em objetos melhoraram a partir dos anos 90 e foram comumente aplicados como um procedimento de segmentação; no entanto, a aplicação desses conceitos enfrentou o desafio de não ter uma interface amigável (CAMPBELL e WYNNE 2011; FLANDERS et al., 2003). Blaschke et al. (2004) a segmentação de imagens não é recente (KARTIKEYAN et al., 1998; HARALICK e SHAPIRO, 1985), tendo suas raízes no processamento de imagens industriais,

médicas e astronômicas, mas não foi amplamente utilizado em aplicações ambientais durante os anos 1980 e 1990.

Em maio do ano 2000, o primeiro software comercial denominado *eCognition*® apareceu especificamente para o delineamento e análise de objetos (em vez de pixels individuais) a partir de imagens orbitais. O software *eCognition*® fornece uma abordagem sistemática e interface amigável que permite a implementação de conceitos desenvolvidos no passado (HUSSAIN et al., 2013; FLANDERS et al., 2003).

A segmentação de imagens, de uma perspectiva algorítmica, é geralmente dividida em quatro categorias: (a) baseada em pontos, (b) baseada em borda, (c) baseada em região e (d) combinada (BLASCHKE, 2010; SCHIEWE, 2002). Não importa qual método é aplicado, a segmentação fornece os blocos de construção de análise de imagem baseada em objetos (HAY e CASTILLA, 2008; LANG, 2008). Assim, para cada objeto criado em uma segmentação são gerados atributos espectrais, texturais, espaciais e contextuais, que podem ser empregados na análise de imagens.

Após o processo de delinear objetos em uma imagem, o passo seguinte é atribuir para uma determinada classe, comparando os objetos identificados na imagem com padrões previamente definidos, realizando assim, a classificação de objetos de imagem, considerando-os tematicamente homogêneos, esse processo é chamado de classificação orientada a objetos (VIEIRA et al., 2012; WHITESIDE e AHMAD, 2005).

Essa abordagem reduz a variação dentro de uma classe e geralmente remove efeitos de “*salt-and-pepper*” que resultam de pixels isolados, principalmente devido à classificação incorreta. A *OBIA* tem uma vantagem em relação ao método por pixel, pois nela é possível analisar informações de um único pixel (ex.: valores médio, mediano, valores mínimos e máximos, razão média e variância, etc), ainda existe a possibilidade do cálculo da textura e outros atributos dos objetos, o uso informações espaciais como, forma e topologia, além da distância entre os objetos extraídos da imagem; o que amplia a qualidade da classificação final em relação a classificação por *pixels* (BENZ et al., 2004).

## **4.2 Modelo espacial dinâmico**

Os modelos podem ser classificados genericamente em três grandes grupos: escala, conceitual ou matemático. Um modelo em escala, em geral, numa redução análoga ao original.

Os modelos conceituais modelam processos através da construção de blocos diagramas que mostram o sistema principal, processos e interações qualitativas entre os subsistemas. Por fim, os modelos matemáticos usam sistemas de equações (FERRARI, 2008; SOARES FILHO, 1998; STEYAERT, 1993), e podem ser classificados em determinísticos e estocástico-probabilísticos.

No modelo determinístico, a evolução de um sistema no tempo e no espaço pode ser completamente prevista, desde que seja conhecido um conjunto de condições iniciais. Esses modelos são representados por equações diferenciais que incluem pelo menos um termo derivado no tempo (STEYART, 1993). Os modelos estocásticos-probabilísticos utilizam variáveis aleatórias segundo uma lei imutável, mas que dependem de fatores aleatórios ou de acaso (ABLER et al., 1971). Cada vez que um modelo probabilístico é rodado, um resultado diferente pode ser obtido.

Nesse sentido, um modelo espacial dinâmico é uma representação matemática de um processo do mundo real em que uma localização na superfície terrestre muda em resposta a variações em suas forças direcionadoras (BURROUGH, 1998). Segundo Soares Filho (1998) a arte de se construir modelos é conhecida como modelagem, termo que se refere ao processo de pesquisa que leva a geração do modelo (representação) de um sistema. Esse processo se desenvolve, então, através da definição de um conjunto de hipóteses ou previsões, que poderão ser comparadas com medidas do mundo real. Dependendo da concordância entre o observado e o resultado gerado, o modelo será aceito, rejeitado ou modificado de alguma maneira, para novamente ser testado.

Além disso, descrevem a evolução de padrões espaciais de um sistema ao longo do tempo. Segundo Lambin (1994), o modelo de um fenômeno deve responder às seguintes questões:

- Quais variáveis ambientais e culturais contribuem para explicar o fenômeno, e quais são os processos ecológicos e socioeconômicos existentes por trás do fenômeno?
- Como o processo evolui?
- Onde ocorrem os fenômenos?

Para Pedrosa e Câmara (2006) um modelo que responde a essas questões é capaz de descrever quantitativamente um fenômeno e prever sua evolução, integrando suas escalas temporal e espacial. No entanto, para modelar sistemas dinâmicos em SIG com o nível

necessário de realismo, essas suposições rígidas têm que ser flexibilizadas de tal forma que o sistema seja capaz de representar (COUCLELIS 1997):

- O espaço como uma entidade não homogênea tanto nas suas propriedades quanto na sua estrutura.
- As vizinhanças como relações não estacionárias;
- As regras de transição como regras não universais;
- A variação do tempo como um processo regular e irregular;
- O sistema como um ambiente aberto a influências externas.

Os autores ainda ressaltam que para implementar sistemas espaciais dinâmicos com as características mencionadas acima, alguns princípios básicos relativos aos principais elementos destes sistemas devem ser considerados. Entre esses elementos destacam-se a questão da representação do espaço e do tempo, o modelo dinâmico a ser utilizado para a representação do fenômeno espacial e a abordagem computacional para implementar esses princípios de forma integrada e consistente.

### 4.3 Cadeias de Markov

As Cadeias Markov foram construídas pelo matemático Russo Andrei Andreyevich Markov. Segundo Silva (2015) os primeiros trabalhos matemáticos desenvolvidos por Markov ocorreram nas áreas de teoria dos números e análise, influenciado diretamente por seu professor e orientador, o matemático Pafnuty Lvovich Chebyshev, que desenvolveu inúmeros teoremas e gerou diversos resultados matemáticos envolvendo frações contínuas, porém foi Markov que conseguiu estabelecer relações com a teoria da probabilidades.

As Cadeias de Markov (Eq.1) são modelos matemáticos para descrever processos estocásticos e podem denotadas por:

$$\Pi_{(t+1)} = P^n \cdot \Pi_t \tag{1}$$

Onde  $\Pi_t$  é o estado do sistema no tempo  $t$ ,  $\Pi_{(t+1)}$  é o estado do sistema após o instante  $t+1$  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  $t \rightarrow t+1$ .

As probabilidades de transição são usualmente derivadas de amostras relativas a um certo instante de tempo (PEDROSA e CÂMARA, 2006). As Cadeias de Markov de 1ª ordem 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 (estados em um tempo  $t-1$ ). Esse modelo não ignora o passado, mas assume que toda a informação do passado está concentrada no presente estado do sistema. Dessa forma, as interações são instantâneas, sendo irrelevante o tempo de permanência das variáveis em cada estado (SOARES FILHO, 1998).

As cadeias de Markov usa a probabilidade baseada em conhecimento para prever todo o estado de um determinado tempo ( $t_2$ ) de um tempo ( $t_1$ ) sem consideração histórica. Uma probabilidade de transição e matriz de área são calculadas para ilustrar a probabilidade das mudanças no status do pixel e na área total para o próximo passo de tempo. Além disso, um conjunto de imagens de probabilidade de condição também é criado para identificar a probabilidade de que as áreas serão alteradas na geração seguinte.

As principais vantagens das cadeias de Markov são a simplicidade operacional e matemática do modelo aliadas à facilidade com que podem ser aplicadas a dados provenientes de sensoriamento remoto e implementadas em SIG (PEDROSA e CÂMARA, 2006). Outra grande vantagem é o fato de não necessitar de grande quantidade de dados antigos para prever o futuro. As suas limitações incluem o fato de o modelo não explicar o fenômeno (Porquê) e ser limitado na resposta espacial (Onde), entretanto o modelo pode fazer previsões (Quando) desde que os processos sejam estacionários. No entanto, essas limitações foram superadas quando as cadeias de Markov foram acopladas aos *Cellular Automata (CA)*.

#### **4.4 Cellular Automata (CA)**

Um CA é um modelo discreto originalmente teórico, mas agora implementado em disciplinas como física, biologia, geografia, ecologia, informática e ciência regional (CLARKE, 2018), são sistemas dinâmicos espaço-temporais discretos baseados em regras locais” (MILLER, 2009).

De acordo com Stephen Wolfram, autômatos celulares são definidos como:

“... idealizações matemáticas de sistemas físicos, no qual o espaço e o tempo são discretos, e os atributos assumem um conjunto de valores

também discretos. Um autômato celular consiste de uma grade regular uniforme (ou campo matricial), comumente infinito em sua extensão, com uma variável discreta em cada localidade (célula). O estado de um autômato celular é completamente especificado pelos valores das variáveis em cada célula. Um autômato celular evolui em passos de tempo discretos, com o valor da variável em uma célula sendo afetado pelos valores das variáveis nas células vizinhas encontrados no passo de tempo anterior. A vizinhança de uma célula é tipicamente formada pela própria célula em consideração e todas as demais células localizadas nas suas adjacências imediatas. As variáveis em cada célula são atualizadas simultaneamente (sincronicamente), baseando-se nos valores das variáveis da sua vizinhança no passo de tempo precedente, e de acordo com um conjunto pré-definido de `regras locais' (WOLFRAM, 1984, p. 603)".

Um CA é uma adaptação natural do Jogo da Vida (*The Game of Life*) (Eastman, 2012) de John Conway para simular e entender um comportamento complexo (KAMUSOKO, 2012). Em 1982 John Conway apresentou o Jogo da Vida, demonstrando que regras muito simples quando aplicadas repetidamente sobre estados aleatórios, produzem resultados semelhantes à forma como certos sistemas evoluem no mundo real. Nele o espaço é representado como uma grade de células, algumas das quais estão vivas e outras mortas. Ainda de acordo com Santé et al. (2010), Wolfram (1984) demonstrou em seu estudo que fenômenos naturais complexos podem ser modelados por CA e, mais tarde, lançou as bases para uma Teoria de Autômatos Celulares (WOLFRAM, 2002), definidos como sistemas dinâmicos discretos em que as interações locais entre os componentes geram mudanças globais no espaço e tempo.

O CA é classificado como um modelo matemático no qual o comportamento de um sistema é gerado por um conjunto de regras determinísticas ou probabilísticas que determinam o estado discreto de uma célula com base em estados das células vizinhas. O estado individual das células é atualizado com base nos valores das células no período de tempo anterior (IRWIN et al. 2001). Segundo com Pedrosa e Câmara (2006) dado um estado inicial aleatório, a cada geração, novas células nascem e algumas morrem. O que determina o estado de uma célula é sua vizinhança que, nesse caso, é definida por quatro células adjacentes. Uma célula viva morre

se tiver duas ou três células vizinhas vivas. Por outro lado, uma célula morta renasce, se tiver três células vizinhas vivas.

Pedrosa e Câmara (2002) ilustraram como se dá o mecanismo de aplicação das regras de transição das CA. Câmara (1996) afirma que, uma célula pode assumir dois estados (branco e preto) e sua vizinhança é definida sobre duas células adjacentes. As regras de transição especificam que o estado de uma célula num instante  $t+1$  é igual ao dos seus vizinhos no instante  $t$ , se estes vizinhos tiverem os estados iguais; caso contrário, o estado da célula permanece o mesmo. Para entender o exemplo é necessário identificar os componentes básicos do autômato celular clássico, que são:

- Espaço euclidiano, dividido em um *array* de celular;
- Uma vizinhança de tamanho e formato definidos (Figura 1a);
- Conjuntos de estados discretos (Figura 1b);
- Um conjunto de regras de transição (Figura 1c);
- Um intervalo de tempo, com atualização simultânea das células (Figura 1d).

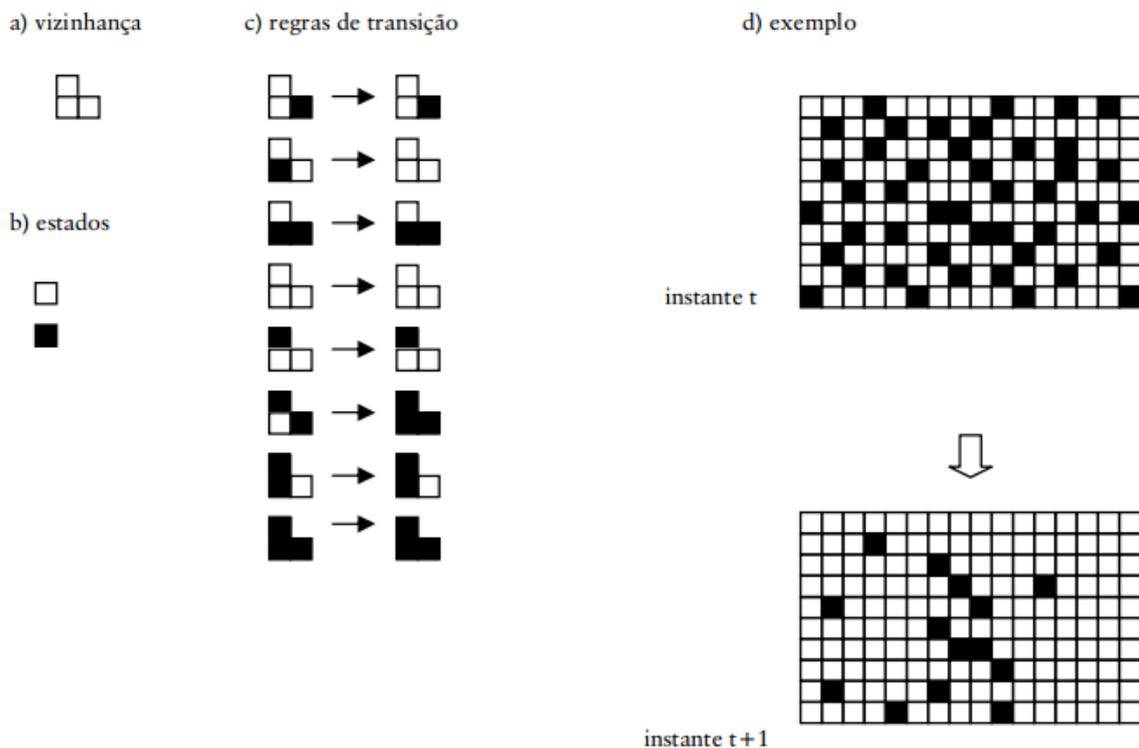


Figura 1- Autômato celular. Fonte: Câmara, 1996.

Um *CA* tem quatro elementos: (i) uma grade de células, cada uma pode assumir um número finito de estados; (ii) uma vizinhança, sobre a qual se aplica um operador de troca, geralmente a vizinhança de Moore (8 células) ao redor de uma célula na grade; (iii) um conjunto de condições iniciais, isto é, uma instância dos estados para cada célula do sistema; e (iv) uma ou mais regras, que quando aplicadas alteram o estado de uma célula com base nas propriedades ou estados das células da vizinhança. O modelo avança aplicando as regras a cada célula, uma de cada vez, depois trocando a grade alterada pela grade inicial e repetindo esse procedimento (CLARKE, 2018; LOSIRI et al. 2016).

Segundo Almeida et al. (2003) os modelos *CA* tornaram-se populares em grande parte devido ao fato de serem tratáveis, apresentarem uma incrível simplicidade operacional, gerarem uma dinâmica que pode reproduzir processos tradicionais de mudanças por difusão, e conterem complexidade suficiente para simular mudanças inesperadas e surpreendentes como as observadas em fenômenos emergentes. Esses modelos são flexíveis, no sentido de que fornecem uma estrutura não sobrecarregada com suposições teóricas, e que é aplicável a um espaço representado como uma grade. Esses modelos podem, portanto, se articular com dados matriciais, comumente usados em SIG. Nesse sentido, aplicações de modelos *CA* na ciência regional têm sido comuns, frequentemente, são aplicados em mapas de uso e cobertura da terra (GONG et al., 2015a; KESHTKAR et al., 2015).

#### **4.5 Modelo híbrido CA- Markov na simulação das mudanças do uso e cobertura da terra**

Um dos modelos de simulação mais empregado em estudos da dinâmica da paisagem é o modelo matemático estocástico-probabilístico (CEMIN e DUCATI 2015). Por meio desse modelo é possível simular as áreas futuras mais suscetíveis a alterações de uso, tendo como base uma matriz de transição definida a partir de mudanças de uso da terra em datas passadas e a vinculação dessas mudanças a certos critérios definidos por pesos de evidências (GOODCHILD, 1992). Entre os modelos de simulação de cenários futuros estocástico probabilístico, as Cadeias de Markov acopladas ao modelo *CA* constitui uma das melhores técnicas atualmente disponíveis para responder às necessidades e interesses das investigações acerca da dinâmica do uso e cobertura da terra (ALMEIDA et al., 2007).

O modelo híbrido CA-Markov é resultado da integração do Autômato celular e Cadeias de Markov. Com a combinação foi superada uma limitação das Cadeias de Markov, visto que, o modelo consegue prever um fenômeno, mas não é capaz de explicar o motivo por que ocorrem e nem espacializar onde eles ocorrem. Ao acoplar CA, essa limitação é eliminada, pois sobre cada célula de um CA são aplicadas regras de transição, que determinam quando e porque o estado de uma célula se altera, podendo ser qualitativas ou quantitativas. As funções na modelagem são divididas, as Cadeias de Markov gerenciam a dinâmica temporal entre as categorias de uso e cobertura da terra, com base nas probabilidades de transição, enquanto a dinâmica espacial é controlada pelas regras locais determinadas pelo filtro espacial da CA e/ou pelo potencial de mapas de transição (MAGUIRE et al., 2005).

Um modelo CA-Markov é uma abordagem robusta na modelagem da dinâmica espacial e temporal de uso e cobertura da terra, tem em vista que os dados de SIG e SR podem ser incorporados de modo fácil e eficaz. Além disso, dados biofísicos e socioeconômicos podem ser usados para definir condições preliminares, em outro momento, para parametrizar o modelo de CA-Markov, e depois, analisar as probabilidades de transição, para finalmente, determinar as regras da vizinhança com mapas potenciais de transição (KAMUSOKO et al., 2009).

Nas últimas décadas, o modelo CA-Markov ganhou ampla popularidade nos domínios geográficos e espaciais, especialmente em previsão de uso e cobertura da terra (LU et al., 2019; GHOSH et al., 2017; LIU et al., 2017). Considerando as vantagens do modelo combinado, o modelo CA-Markov é uma escolha privilegiada para prever condições futuras das terras agrícolas (HOU et al., 2019). Além disso, o modelo é amplamente utilizado para simulações de expansão de áreas urbanas (TRAORE et al., 2018; GONG et al., 2015b; AL-SHARIF et al., 2014), expansão de áreas agrícolas (HOU et al., 2019; LIPING et al., 2018), expansão da pecuária em áreas úmidas (BACANI et al., 2016), mudanças no uso e cobertura da terra em áreas de preservação ambiental (TERRA et al., 2014), expansão de áreas sujeitas a desertificação (OLIVEIRA et al., 2018) e outros.

A aplicação do modelo CA-Markov tem a finalidade de fornecer informações sobre os padrões das mudanças dessas unidades de estudo, servindo de suporte para políticas de desenvolvimento sustentável, gestão de áreas urbanas e rurais, bem como, na elaboração de diretrizes e planos para preservação de áreas protegidas (áreas úmidas, nascentes e fragmentos

de vegetação nativa), proteção dos ecossistemas locais, criação de unidades de conservação, áreas que são essenciais para a qualidade ambiental.

#### **4.6 Erosão do solo e aplicação da *RUSLE***

A erosão do solo é grande ameaça em muitas regiões do mundo, apesar de décadas de pesquisa científica e preocupação social (PARSON, 2020; GUERRA et al., 2020; FAO, 2019). Segundo o Relatório de Status de Recursos do Solo Mundial de 2015 (FAO e ITPS, 2015), a erosão do solo foi considerada a principal ameaça às funções do solo em cinco das sete regiões do mundo (África, Ásia, América Latina, Oriente Médio e norte da África, e América do Norte); nas primeiras quatro dessas regiões, a tendência de aumento da erosão do solo. Na Europa, América do Norte e no sudoeste do Pacífico, o cenário é para uma melhora na situação da erosão do solo.

A erosão do solo pela água é fortemente agravada pela conversão da vegetação natural em terras agrícolas. Atualmente 40% do uso da terra é utilizado para a produção agrícola (Foley, 2017), com isso as formas aceleradas de erosão do solo se tornaram um fenômeno generalizado, representando um grande desafio para alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (KEESSTRA et al., 2016).

A erosão do solo é um processo gradual que ocorre quando o impacto da água desprende e remove as partículas do solo, causando a deterioração do solo (EFTHIMIOU, 2018). O fenômeno constitui um grande problema ambiental global, ameaçando a produtividade agrícola, serviços ecossistêmicos, qualidade e abastecimento da água e infraestruturas (PANANGOS e KATSOYIANNIS, 2019; FAO, 2015). Além disso, a erosão do solo pela água pode ser aumentada por uma série de atividades humanas, incluindo a prática agrícolas inadequadas, pastoreio excessivo, desmatamento, incêndios florestais, compactação do solo e redução na matéria orgânica (PARSON, 2020).

Pimentel et al. (1995) estimaram um custo global anual da erosão do solo pela água em mais de US\$ 7 bilhões. Embora sejam apenas aproximadamente corretos, essa informação indica um alto custo econômico e social. Por mais evidente que seja o problema, são necessárias melhores estimativas globais, o conhecimento da erosão do solo deve ser traduzido em práticas de manejo da terra otimizadas para minimizar o impacto da atividade agrícola. Para tais fins,

são necessárias informações confiáveis sobre a erosão na escala de campos e bacias hidrográficas individuais (PARSON, 2020).

No Brasil, o Bioma Cerrado é responsável por 70% da produção agrícola (WICKRAMASINGHE et al., 2012). No entanto, o Cerrado também é uma área de grave degradação do solo devido à acelerada erosão pela água; isso é seguido por uma perda de nutrientes, o que representa uma ameaça significativa a segurança alimentar. A expansão agrícola para a produção de *commodities* está levando a uma severa erosão nas áreas agricultáveis, como perda de nutrientes, problemas ambientais e perda de biodiversidade (FAO, 2019; GOMES et al., 2019; SCHERR et al., 1996)

Estudos realizados no Cerrado (FALCÃO et al., 2020; ANACHE et al., 2018; CUNHA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2015) mostraram que a conversão de vegetação nativa para pastagem e áreas agrícolas aumenta potencialmente as taxas de escoamento superficial, perdas de solo e de sedimentos. Falcão et al. (2020) observaram que nas áreas de cerrado em regeneração (vegetação secundária) as propriedades físicas, perdas de solo e escoamento superficial foram semelhantes ao cerrado (não perturbado). Em contrapartida, a área de pastagem sob pastejo apresentou a maior perda de solo e escoamento superficial. Além disso, constataram que os processos de regeneração natural da pastagem degradada para a vegetação do cerrado tendem a aumentar a infiltração e diminuir o escoamento superficial e a erosão do solo.

Cunha et al. (2017) ao estudarem uma bacia hidrográfica ocupada por assentamento rural encontraram os menores valores de perdas de solo nas áreas de pastagem (com terraço) e nas áreas de vegetação florestal, e os maiores valores foram encontrados em áreas agrícolas (solo descoberto). Anache et al. (2018) observaram que na área agrícola (cana-de-açúcar) apresentou maiores taxas de erosão do solo do que pastagem e cerrado arborizado devido à maior perturbação do solo durante o preparo do solo e plantio. Seus resultados também mostraram que as áreas de vegetação natural têm menor taxa de escoamento superficial e erosão do solo do que a área com uso agrícola.

Oliveira et al. (2015) constataram que em uma área de Cerrado *sensu stricto* (floresta tropical não perturbada ou Cerrado arborizado), menos de 1% da chuva foi convertida em escoamento superficial e a perda de solo foi de cerca de 0,1 Mg/ha/ano. No mesmo local, em

condições de solo descoberto o escoamento superficial foi de  $\cong 20\%$  da precipitação e as taxas de erosão do solo atingiram 12,4 Mg/ha/ano.

A modelagem e previsão da erosão do solo pela água tem uma longa história com primeiros estudos publicados em periódicos internacionais há mais de sete décadas usando conjuntos de dados norte-americanos. Nesse cenário, a *USLE* e a *RUSLE* são de longe os modelos de previsão de erosão do solo mais amplamente aplicados no mundo (ALEWELL et al., 2019; RISSE et al., 1993).

A *RUSLE* é capaz de identificar a probabilidade de erosão do solo em um método de *pixel cell by cell* (SHINDE et al., 2010) e, portanto, é amplamente aceito na estimativa do distribuição espacial da perda de solo em diferentes escalas espaciais em diferentes regiões do mundo (UDDIN et al., 2016; Renard et al. 1997;). Além disso, a flexibilidade, tempo, eficácia de custo e praticidade em áreas com dados escassos aumentaram sua aceitação mundial para aplicação na estimativa de erosão (ZERIHUN et al., 2018).

No Brasil, pesquisas anteriores (GUERRA et al., 2020 GOMES et al., 2019; SILVA et al., 2018) mostraram que a *RUSLE* pode ser usada para avaliar o grau de erosão do solo em diversas regiões do país. Guerra et al. (2020) constataram que a eliminação das áreas de Reserva Legal (RL) no Pantanal acarretaria na perda de 32.000 km<sup>2</sup> de vegetação nativa, ocasionando um aumento em mais de 90% na erosão do solo e na produção dos sedimentos transportados do planalto para as terras baixas do Pantanal.

Gomes et al. (2019) em um estudo pioneiro, usaram a *RUSLE* para analisar a relação da perda potencial de solo, a perda potencial de produtividade agrícola e da perda potencial de nutrientes do solo para terras agrícolas na escala do Cerrado brasileiro para os anos de 2000 e 2012. Os autores constataram que em uma década a taxa média de perda de solo no Cerrado brasileiro aumentou de 10,4 Mg/ha/ano para 12,0 Mg/ha/ano em virtude da expansão agrícola.

Silva et al. (2018) observaram que a erosão do solo é um grave problema na região do semi-árido brasileiro. Seus resultados indicaram que as menores perdas de solo foram influenciadas pela regeneração da cobertura vegetal, o que ocasionou uma diminuição das áreas sujeitas à erosão. Portanto, a *RUSLE*, especialmente em escala de bacia hidrográfica é apresentada como uma ferramenta robusta para o planejamento conservacionista do solo e água (MOGES et al., 2020; CHEN et al., 2019; CUNHA et al., 2017; GANASRI e RAMESH, 2015).

## 5 MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio da Prata possui uma área de 1393 km<sup>2</sup>, está inserida no bioma Cerrado, mais precisamente na divisa dos municípios de Bonito, Jardim e Porto Murтинho, no sudoeste do estado de Mato Grosso do Sul, entre as latitudes 21°6'2" e 21°9'6"S e longitudes 56°12'36" e 56°46'48"W (Figura 2).

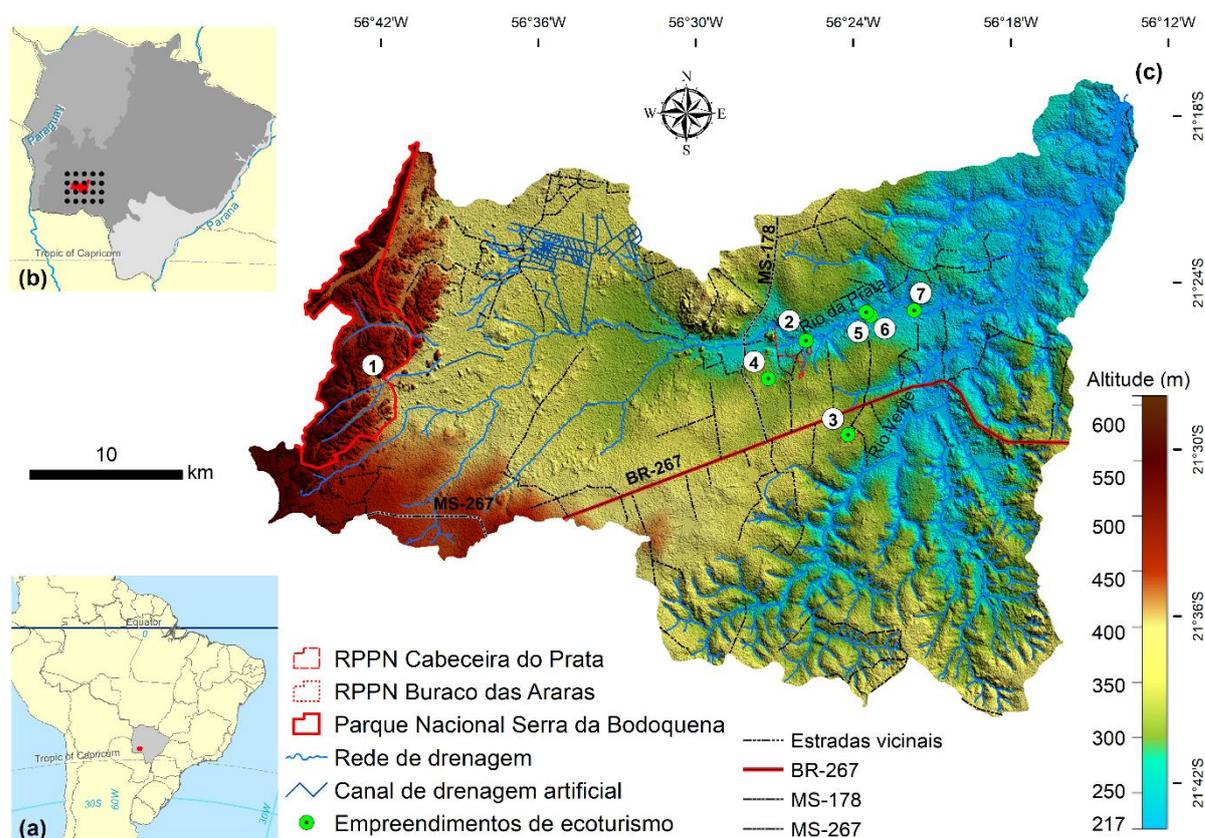


Figura 2- localização da área de estudo: (a) bacia do Rio da prata no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil e América do Sul; (b) bioma Cerrado (cinza escuro), bioma Pantanal (cinza) e bioma Mata Atlântica (cinza claro) no Mato Grosso do Sul, e bacia do Rio da Prata (vermelho) e a grade de células da *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM); (c) MDE (SRTM) da bacia do Rio da Prata. (1) Parque Nacional Serra da Bodoquena, (2) Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Cabeceira do Prata Recanto Ecológico Rio da Prata e Recanto Ecológico Rio Da Prata, (3) RPPN Buraco das Araras, (4) Lagoa Misteriosa, (5) Jardim Ecopark, (6) Balneário do Assis e (7) Balneário Santuário do Prata.

A Figura 3 mostra a condição atual de uso e cobertura da terra, dominado pela agropecuária, com pastagem e culturas agrícolas (milho/soja). Na região das nascentes (Serra

da Bodoquena) ocorre um prolongamento descontínuo da Mata Atlântica de Interior, ocupada por floresta estacional semidecidual. Na adjacência (região do *banhado*), a vegetação é gramínea lenhosa, enquanto que no médio e baixo curso do Rio da Prata a vegetação natural é caracterizada pela presença de cerrado e matas ciliares.

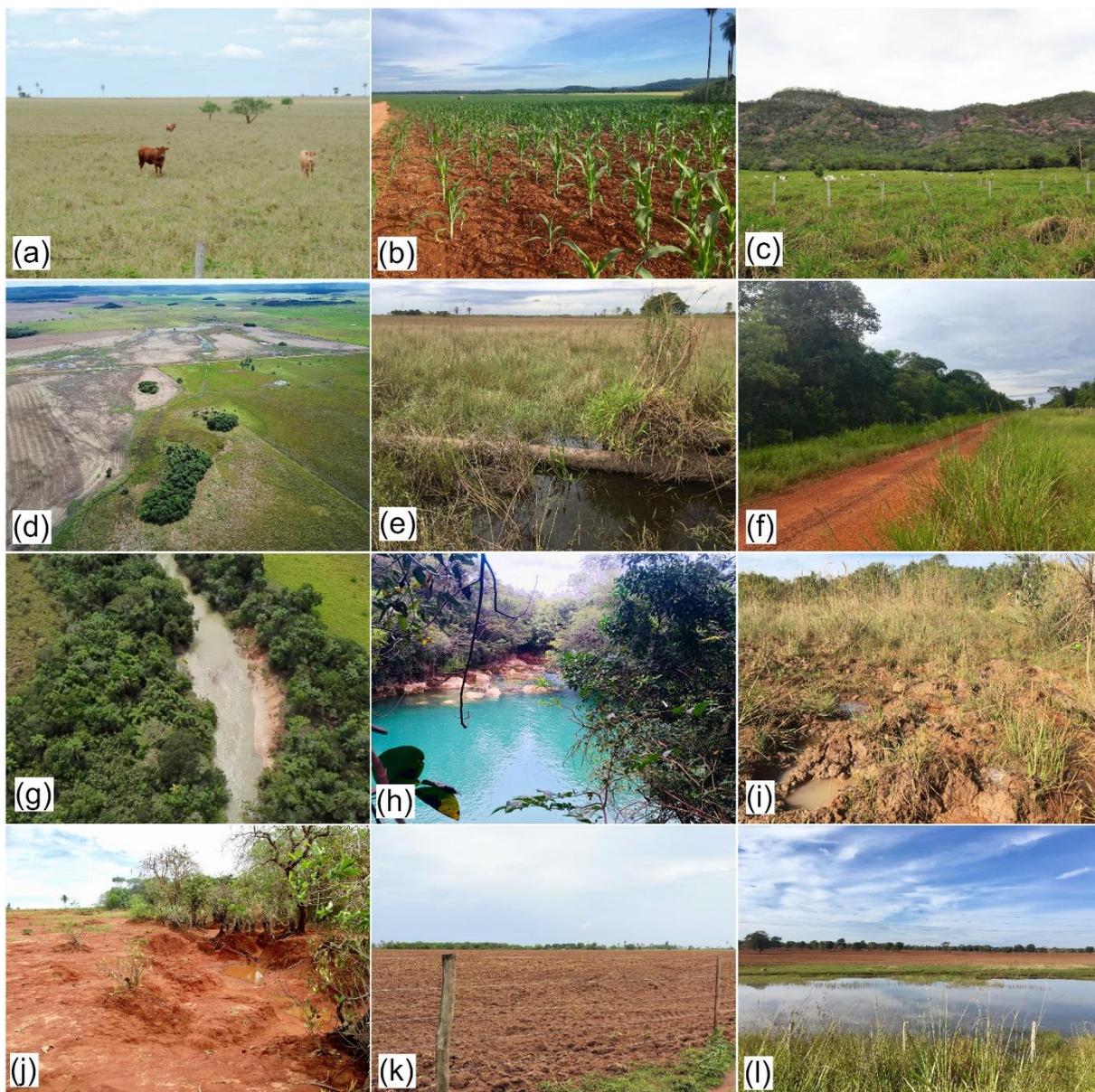


Figura 3- Classes de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio da Prata: (a) pastagem, (b) agricultura (na foto, milho em estágio inicial), (c) florestal estacional semidecidual, (d) *banhado* (fotografia aérea), e) *banhado* (*in situ*), (f) cerrado, (g) mata ciliar (fotografia aérea), (h) mata ciliar (*in situ*), (i) campos gramíneos úmidos, (j) solo exposto, (k) terra preparada para plantio e (l) corpos d'água. Fotos: (c) Bruna Andrade, (d) e (e) Instituto Homem Pantaneiro (IHP); as demais fotos são do acervo pessoal.

## 5.2 Caracterização do meio físico e socioeconômico

### 5.2.1 Geologia

A área de estudo (Figura 4) está inserida em sua totalidade no contexto da Bacia Sedimentar do Paraná constituída pela Formação Cerradinho, Formação Bocaína, Formação Aquidauana, Formação Botucatu, Formação Xairaiés e Grupo Cuiabá (CPRM, 2006; BRASIL, 1982).

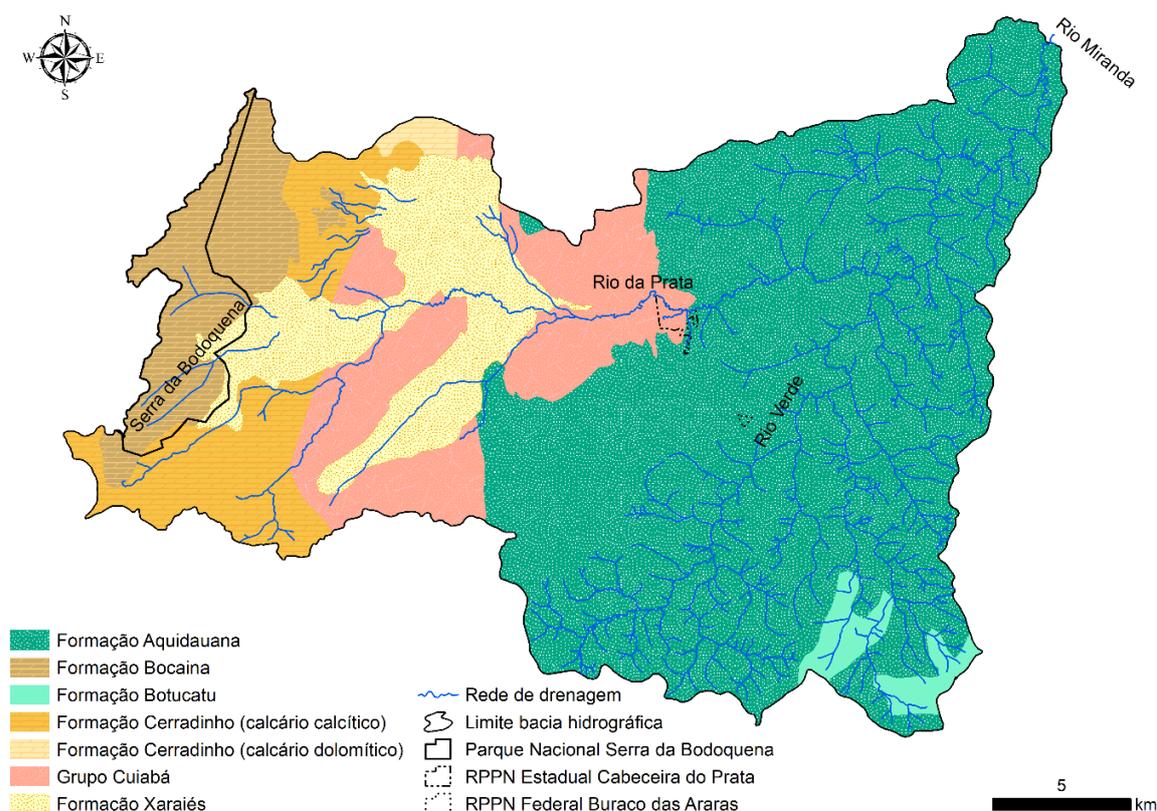


Figura 4- Distribuição espacial das formações geológicas.

#### 5.2.1.1 Formação Cerradinho

A Formação Cerradinho descrita por Almeida (1965) é constituída por uma sequência de sedimentos arenosos, argilosos, calcários, dolomitos e camadas de sílex, com espessura máxima de 600 m. Nogueira et al. (1975) quando da execução do projeto Bonito- Aquidauana subdividiram a Formação Cerradinho em duas unidades, uma denominada clástico-calcítico e outra, clástico- dolomítico.

Os calcários são normalmente cinza- escuro, apresentando-se em lajedos e blocos, esses de forma arredondada e superfície lisa, ao contrário dos dolomíticos, que possuem superfície áspera e rugosa. Os calcários exibem estratificação plana- paralela mais fina nos termos basais, tornando-se mais grosseiros nos termos superiores. A composição química destes calcários é praticamente constante, com percentagem de 85% de carbonato de cálcio. Os calcários dolomíticos são de cor clara, estratificação planar grosseira, localmente maciços, parcial ou totalmente silicificados. Ocorrem predominantemente no lado oriental da Serra da Bodoquena no sentido Norte-Sul (BRASIL, 1982). A Formação Cerradinho tem origem em plataforma continental, ambiente de sedimentação marinha transgressiva, nerítica a costeiro. As intercalações clásticas evidenciam períodos de certa instabilidade na bacia (NOGUEIRA et al., 1978; CORREA et al., 1976).

#### **5.2.1.2 Formação Bocaina**

É constituída por uma sequência de calcários dolomíticos e dolomitos que localmente podem apresentar finas intercalações de pelitos. Os calcários dessa formação são geralmente cinza- escuros de granulometria fina, com estratificação plano paralela, desde fina a mais espessa. Estudos de lâmina delgada mostraram uma composição essencialmente carbonática, com percentagem superior a 95%. Exibem textura em mosaico, com grãos em geral mal cristalizados.

Almeida et al (1945) defendem uma origem marinha para Formação Bocaina, sendo ambiente de deposição caracterizado por clima quente, mares epicontinentais rasos, áreas imersas não muito afastada da costa, onde era pequena a deposição de material clástico. Os dolomitos seriam gerados em grande parte, de recifes de corais que sofreram dolomitização completa à medida que se processava subsidência uniforme.

#### **5.2.1.3 Formação Aquidauana**

Destaca-se a presença de arenitos marrom-tijolo avermelhados. Nível inferior com arenitos finos e lentes de diamictitos de matriz siltico-arenosa e presença de argilitos estratificados. Nível médio com arenitos finos e siltitos argilosos marrom-avermelhados e/ou lentes de diamictitos. Nível superior com arenitos finos, siltitos e argilitos marrom-

avermelhados, estratificados e arenitos médios com estratos cruzados de pequena à média amplitude (BRASIL, 1982). Mineralogicamente, nos níveis grosseiros, predominam grãos de quartzo com alguns raros feldspatos caolinizados (BEURLLEN, 1956). A cor rosada a vermelhotijolo é praticamente constante nesses afloramentos. Para Gonçalves e Schneider (1970) os sedimentos vermelhos da Formação Aquidauana são resultado de uma deposição em ambiente continental (fluvial, lacustre e de planícies aluviais).

#### **5.2.1.4 Formação Botucatu**

Os arenitos dessa formação mostram estratificações cruzadas de médio a grande porte, bem caracterizadas; granulação média a fina, com boa seleção e arredondamento e marcante característica eólica na superfície fosca dos grãos. No geral, os arenitos ocorrem em extensos chapadões, totalmente desagregados, formando solos areno-argilosos (BRASIL, 1982).

Segundo Beurlen (1956) o arenito Botucatu no estado de Mato Grosso do Sul é constituído quase que exclusivamente de grãos de quartzo de granulação média, bem rolados e arredondados, com superfície lisa ou mesmo polida. Parece não haver divergência quanto a deposição eólica em ambiente desértico para a Formação Botucatu. Em áreas com a coluna geológica Botucatu mais completa, foram observados sedimentos de ambiente deposicional fluvio-lacustre em sua porção basal.

#### **5.2.1.5 Grupo Cuiabá**

As rochas do Grupo Cuiabá (sentido a cidade de Bonito - Aquidauana) constituem uma sequência de grande variedade litológica, representada por sericita-quartzo xistos, filitos, ardósias, calcários e dolomitos, localmente brechados. Na rodovia que liga a cidade de Bodoquena a Bonito, afloram metaparaconglomerados de matriz filitosa com coloração variando do cinza escuro ao verde. É constituída essencialmente de sericita e tem xistosidade. Ainda na cidade de Bonito (próximo a BR-267) ocorrem predominantemente filitos e calcários associados. Os filitos tem coloração amarelo-esverdeada, estrutura xistosa e textura fina, já os calcários são geralmente dolomíticos, apresentando comumente cor cinza-claro a rosada, textura fina, sendo frequentemente cortados por veios de quartzo. Ainda, ocorre a presença de

rochas filíticas aparecendo em seguida rochas carbonáticas contendo dolomitos laminados (BRASIL, 1982)

Almeida (1964) atribui a essa unidade uma acumulação em ambiente tectonicamente ativo, marinho e não vulcânico. Afirmou ainda que as camadas de quartzito deviam representar épocas de moderada quietude, enquanto as sequências cíclicas de metagrauvas e filitos representariam as épocas de máxima atividade na bacia sedimentar.

#### **5.2.1.6 Formação Xaraiés**

A Formação Xaraiés é constituída por tufas calcárias porosas e cavernosas, com os espaços vazios contendo calcita recristalizada (OLIVATTI e RIBEIRO FILHO, 1976). Nogueira et al. (1978) incluíram nessa unidade os calcários depositados em zonas pantanosas e planícies semialagadas, por exibirem leitos de travertinos e tufas calcárias localizadas nas cabeceiras do Rio da Prata, Rio Perdido e Rio Formoso.

As tufas calcárias exibem cor creme amarelado com manchas esbranquiçadas, granulação variando desde crisptocristalinas até cristalina grosseira. É comum apresentar boa porosidade e aspecto esponjoso, resultado da dissolução parcial das partes carbonáticas, bem como da desintegração parcial de restos vegetais e animais, englobados durante a deposição. Quanto aos travertinos, apresentam a mesma coloração, sendo normalmente maciços e pouco porosos. Ocasionalmente apresentam estratificação, dada por intercalações de tufas calcárias.

A fonte de material dos depósitos dessa unidade reside nas rochas carbonatadas do Grupo Cuiabá e Corumbá. As águas dissolvem os calcários e dolomitos, por conseguinte, saturando-se em  $\text{CaCO}_3$ , para em seguida os precipitar, devido a agitação e talvez parte devida à ação de organismos, formando um cimento com material clástico e restos orgânicos (ALMEIDA 1945).

#### **5.2.2 Geomorfologia**

A bacia hidrográfica do Rio da Prata está inserida na macro-unidade morfoestrutural da Bacia Sedimentar do Paraná (BSP) e Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraguai (BAP), subdividida nas unidades morfoesculturais, Planalto da Bodoquena e Depressão do Paraguai (BRASIL, 1982). De um modo geral, apresenta altimetrias que variam entre 207 m a 609 m. A

cota mínima está localizada na confluência do Rio da Prata com o Rio Miranda (nordeste) e a máxima na borda da Serra da Bodoquena (leste), configurando uma amplitude de 385,67m (Figura 5).

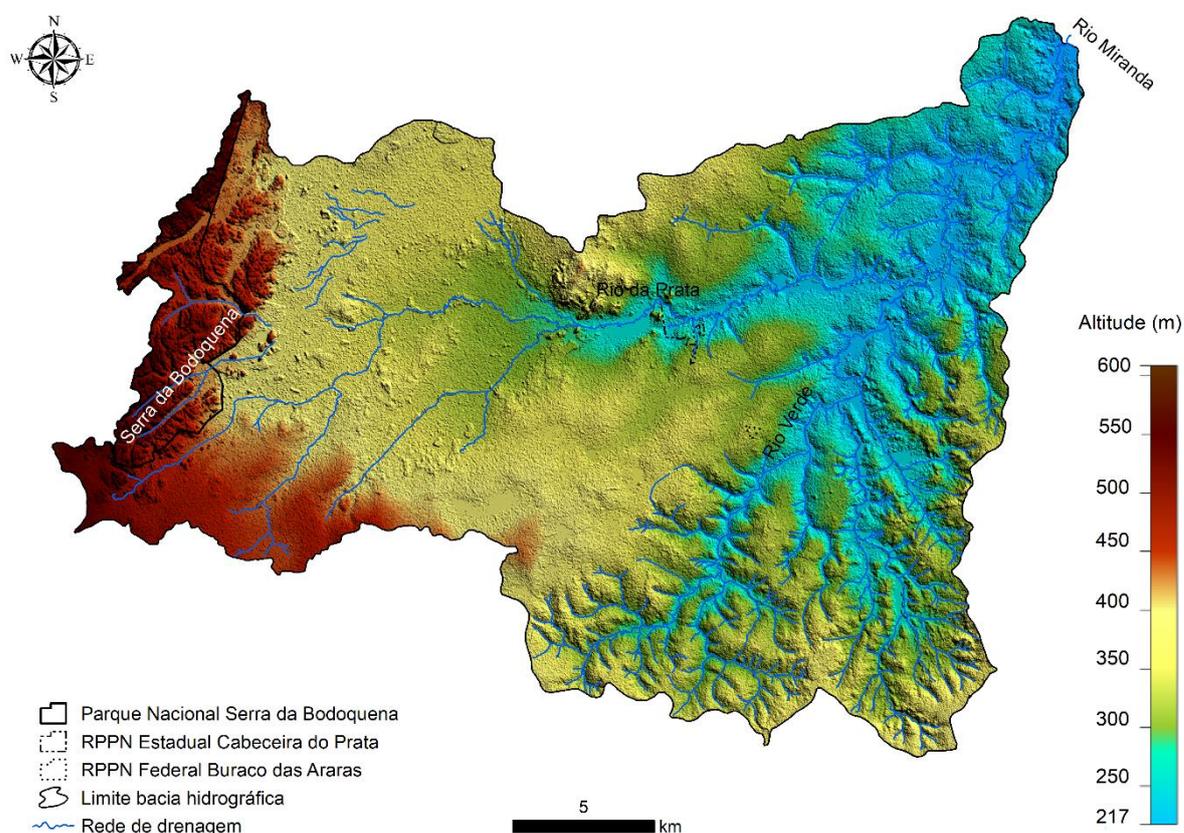


Figura 5-Hipsometria da bacia.

O Planalto da Bodoquena é estruturalmente complexo, corresponde a terminação sul da grande faixa de dobramentos lineares, afetados por falhas de empurrão, constituída de sedimentos antigo, que integram o Geossinclíneo Paraguai (ALMEIDA, 1965). O corpo principal é constituído pela Serra da Bodoquena e estende-se por aproximadamente 200 km, trata-se de um extenso bloco de relevo de aspecto residual por se encontrar circundado pela Depressão do Paraguai. Geralmente compreendem relevos dissecados em formas de topo convexo com drenagem aprofundada (Dc24, Dc25). Apesar de se caracterizar, de um lado, pela existência de formas dissecadas de topo convexo, e, de outro, pelos relevos conservados, a Serra da Bodoquena, apresenta localmente formas cársticas relacionadas a litologias calcárias.

A unidade morfoescultural Depressão do Paraguai estende-se a leste com as frentes de *cuesta* e os relevos dissecados da borda do Planalto Maracaju-Campo Grande, a oeste e

sudoeste, une-se às Planícies e Pantanais Mato-grossenses. A continuidade da superfície, no entanto, é interrompida pelos relevos residuais do Planalto da Bodoquena, que se erguem em sua parte central. A depressão apresenta um compartimento topográfico que abrange cotas altimétricas que vão de 200 m a 350 m. A morfologia da Depressão do Paraguai apresenta formas conservadas, dissecadas do tipo tabular e convexas (BRASIL, 1982).

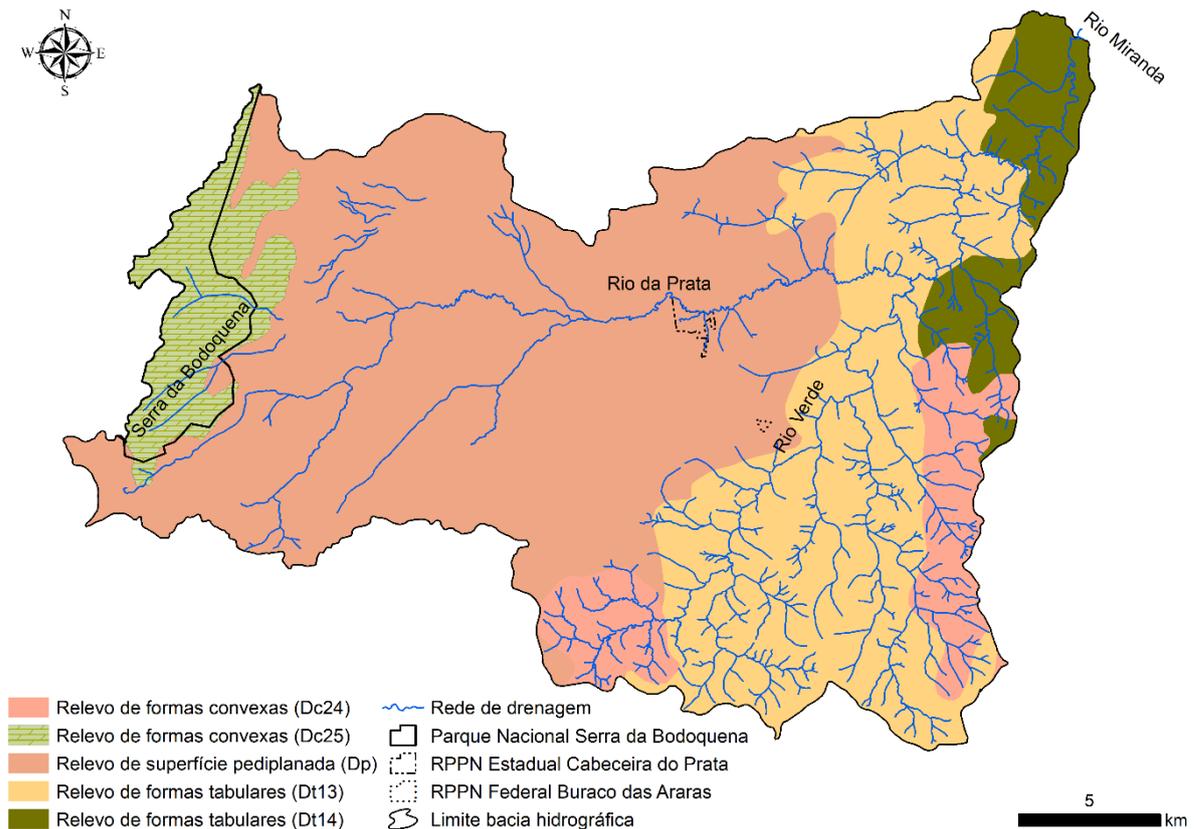


Figura 6- Geomorfologia da bacia.

As formas de relevo dominantes são relevos de topo convexo (Dc 24, Dc25) com diferentes ordens de grandeza e de aprofundamento de drenagem, separados por vales de fundo plano e/ ou em “V”; superfície de aplanamento (Dep) elaborada por processos de pediplanação, cortando litologias pré-cambrianas dos Grupos Cuiabá e Corumbá, rochas devonianas e permocarboníferas da Bacia Sedimentar do Paraná (Figura 6). Ainda ocorrem topos no formato tabular aplanado (Dt13, Dt14) com diferentes ordens de grandeza e aprofundamento de drenagem, possuindo fundo de vale plano (BRASIL, 1982).

### 5.2.3 Solos

Os solos encontrados na bacia hidrográfica do Rio da Prata são: Argissolos Vermelhos, Cambissolos Háplicos, Chernossolos Argilúvicos, Chernossolos Rêndzicos, Gleissolos Háplicos, Latossolos Vermelhos, Neossolos Litólicos, Neossolos Regolíticos, Nitossolos Vermelhos e Plintossolos Háplicos (SANTOS et al., 2018) (Figura 7).

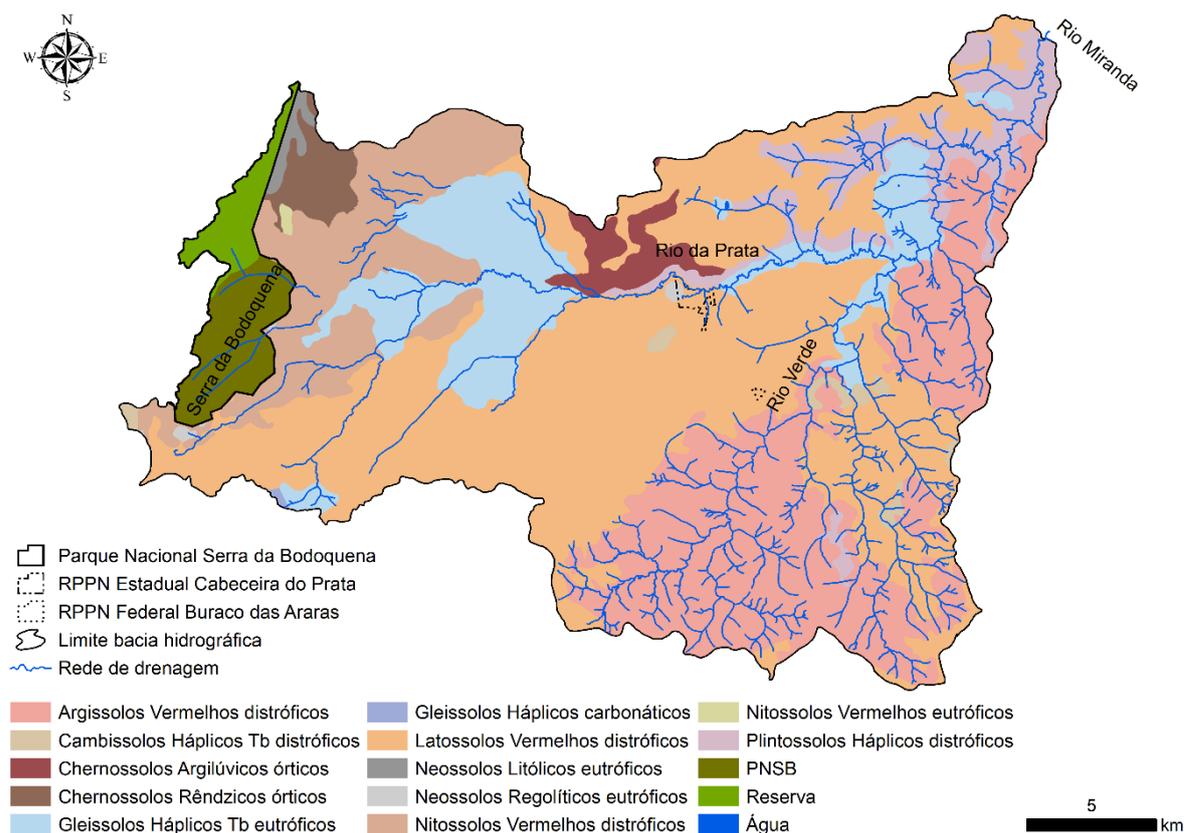


Figura 7- Distribuição espacial das classes de solos.

#### 5.2 3.1 Argissolos Vermelhos

Solos constituídos por material mineral, que têm como características diferenciais a presença de horizonte B textural de argila de atividade baixa, ou atividade alta desde que conjugada com saturação por bases baixa ou com caráter alumínico. O horizonte B textural (Bt) encontra-se imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte superficial, exceto o hístico, sem apresentar, contudo, os requisitos estabelecidos para ser enquadrado nas classes dos Luvisolos, Planossolos, Plintossolos ou Gleissolos (SANTOS et al., 2018).

### **5.2 3.2 Cambissolos Háplicos**

Compreendem solos constituídos por material mineral, com horizonte B incipiente subjacente a qualquer tipo de horizonte superficial, desde que em qualquer dos casos não satisfaçam os requisitos estabelecidos para serem enquadrados nas classes Vertissolos, Chernossolos, Plintossolos e Organossolos. Devido à heterogeneidade do material de origem, das formas de relevo e das condições climáticas, as características destes solos variam muito de um local para outro. Assim, a classe comporta desses solos fortemente até imperfeitamente drenados, de rasos a profundos (Santos et al., 2018).

### **5.2 3.3 Chernossolos Argilúvicos e Rêndzicos**

Destacam os solos constituídos por material mineral que têm como características diferenciais: alta saturação por bases e horizonte A chernozêmico sobrejacente a horizonte B textural ou B incipiente, ambos com argila de atividade alta ou sobrejacente a horizonte C carbonático, horizonte cálcico ou petrocálcico ou ainda sobrejacente à rocha, quando o horizonte A apresentar alta concentração de carbonato de cálcio. São solos normalmente de bem a imperfeitamente drenados, tendo sequências de horizontes A-Bt-C ou A-Bi-C, com ou sem horizonte cálcico, e A-C ou A-R, desde que apresentando caráter carbonático ou horizonte cálcico ou petrocálcico (SANTOS et al., 2018).

Os Chernossolos Argilúvicos apresentam horizonte B textural abaixo do horizonte A chernozêmico. Os Chernossolos Rêndzicos possuem com horizonte A chernozêmico e/ou:

- a) Horizonte cálcico, petrocálcico ou caráter carbonático coincidindo com horizonte A chernozêmico e/ou com horizonte C, admitindo-se, entre os dois, horizonte Bi com espessura < 10 cm;
- b) Contato lítico desde que o horizonte A chernozêmico contenha 150 g kg<sup>-1</sup> de solo ou mais de carbonato de cálcio equivalente.

Embora sejam formados sob condições climáticas bastante variáveis e a partir de diferentes materiais de origem, estes solos têm desenvolvimento que depende da conjunção de condições que favoreçam a formação e persistência de um horizonte superficial rico em matéria orgânica, com alto conteúdo de cálcio e magnésio e com a presença de argilo minerais 2:1, especialmente os do grupo das esmectitas (SANTOS et al., 2018).

### **5.2 3.4 Gleissolos háplicos**

Solos minerais, hidromórficos, que apresentam horizonte glei dentro de 50 cm a partir da superfície ou a profundidade maior que 50 cm e menor ou igual a 150 cm desde que imediatamente abaixo de horizontes A ou E (com ou sem gleização) ou de horizonte hístico com espessura insuficiente para definir a classe dos Organossolos. Os solos desta classe se encontram permanente ou periodicamente saturados por água, salvo se artificialmente drenados. A água permanece estagnada internamente ou a saturação ocorre por fluxo lateral no solo. Em qualquer circunstância, a água do solo pode se elevar por ascensão capilar, atingindo a superfície. Estão associados normalmente com os Gleissolos Melânicos ou com as classes dos Organossolos situando-se nas partes relativamente mais baixas da planície aluvial (SANTOS et al., 2018).

### **5.2 3.5 Latossolos Vermelhos**

Correspondem aos solos constituídos por material mineral, com horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer um dos tipos de horizonte diagnóstico superficial, exceto hístico. São solos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos como resultado de enérgicas transformações no material constitutivo. Variam de fortemente a bem drenados, embora ocorram solos que têm cores pálidas, de drenagem moderada ou até mesmo imperfeitamente drenada, o que é indicativo de formação em condições atuais ou pretéritas com um certo grau de gleização (SANTOS et al., 2018).

### **5.2 3.6 Neossolos Litólicos**

Solos constituídos por material mineral ou por material orgânico pouco espesso que não apresenta alterações expressivas em relação ao material originário devido à baixa intensidade de atuação dos processos pedogenéticos, seja em razão de características inerentes ao próprio material de origem (como maior resistência ao intemperismo ou composição químico-mineralógica), seja em razão da influência dos demais fatores de formação (clima, relevo ou tempo), que podem impedir ou limitar a evolução dos solos (SANTOS et al., 2018).

Solos com contato lítico ou lítico fragmentário dentro de 50 cm a partir da superfície, apresentando horizonte A ou hístico assente diretamente sobre a rocha ou sobre um horizonte

C ou Cr ou sobre material com 90% (por volume) ou mais de sua massa constituída por fragmentos grosseiros (por exemplo, cascalheira de quartzo) com diâmetro maior que 2 mm (cascalhos, calhaus e matacões). Admitem um horizonte B em início de formação, cuja espessura não satisfaz a nenhum tipo de horizonte B diagnóstico (SANTOS et al., 2018).

### **5.2 3.7 Neossolos Regolíticos**

São solos pouco evoluídos, constituídos por material mineral ou por material orgânico com menos de 20 cm de espessura, não apresentando nenhum tipo de horizonte B diagnóstico. São solos sem contato lítico ou lítico fragmentário dentro de 50 cm a partir da superfície, apresentando horizonte A ou hístico sobrejacente a horizonte C ou Cr. Admite um horizonte B em início de formação, cuja espessura não satisfaz a nenhum tipo de horizonte B diagnóstico (SANTOS et al., 2018). Devem possuir, além disso, pelo menos um dos seguintes requisitos:

- a. 4% ou mais de minerais primários alteráveis (menos resistentes ao intemperismo) na fração areia total, porém referidos a 100 g de TFSA, em algum horizonte dentro de 150 cm a partir da superfície do solo;
- b. 5% ou mais do volume da massa do horizonte C ou Cr, dentro de 150 cm de profundidade, apresentando fragmentos de rocha semi-intemperizada, saprólito ou fragmentos formados por restos da estrutura orientada da rocha (pseudomorfos) que originou o solo.

### **5.2 3.8 Nitossolos Vermelhos**

Englobam solos constituídos por material mineral, com horizonte B nítico, textura argilosa ou muito argilosa (teores de argila iguais ou maiores que 350 g kg<sup>-1</sup> de TFSA) desde a superfície do solo, estrutura em blocos subangulares ou angulares ou prismática, de grau moderado ou forte, com cerosidade expressiva e/ou caráter retrátil (SANTOS et al., 2018).

Esta classe exclui solos com incremento significativo no teor de argila em profundidade, tal como requerido na definição de horizonte B textural, sendo a diferenciação de horizontes menos acentuada que a dos Argissolos, com transição do A para o B clara ou gradual e entre sub-horizontes do B gradual ou difusa. São profundos, bem drenados, de coloração variando de vermelha a brunada.

### **5.2 3.9 Plintossolos Háplicos**

Abrangem os solos minerais formados sob condições de restrição à percolação da água sujeitos ao efeito temporário de excesso de umidade, de maneira geral imperfeitamente ou mal drenados, e se caracterizam fundamentalmente por apresentar expressiva plintitização com ou sem petroplintita na condição de que não satisfaçam os requisitos estipulados para as classes dos Neossolos, Cambissolos, Luvisolos, Argissolos, Latossolos, Planossolos ou Gleissolos (SANTOS et al., 2018).

Alguns solos desta classe, embora tenham sua gênese associada a condições de excesso de umidade ou restrição temporária à percolação d'água, ocorrem, nos tempos atuais, em condições de boa drenagem, podendo apresentar cores avermelhadas na maior parte do perfil. Não apresentam horizonte ou camada de acumulação de argila abaixo do horizonte A superficial, sem concreções e sem a presença de uma camada de plintita irreversivelmente endurecida (SANTOS et al., 2018).

### **5.2.4 Aspectos climáticos**

O clima da região é classificado é caracterizada pela presença de invernos secos e verões chuvosos, clima classificado como *Aw* de Köppen (tropical chuvoso).

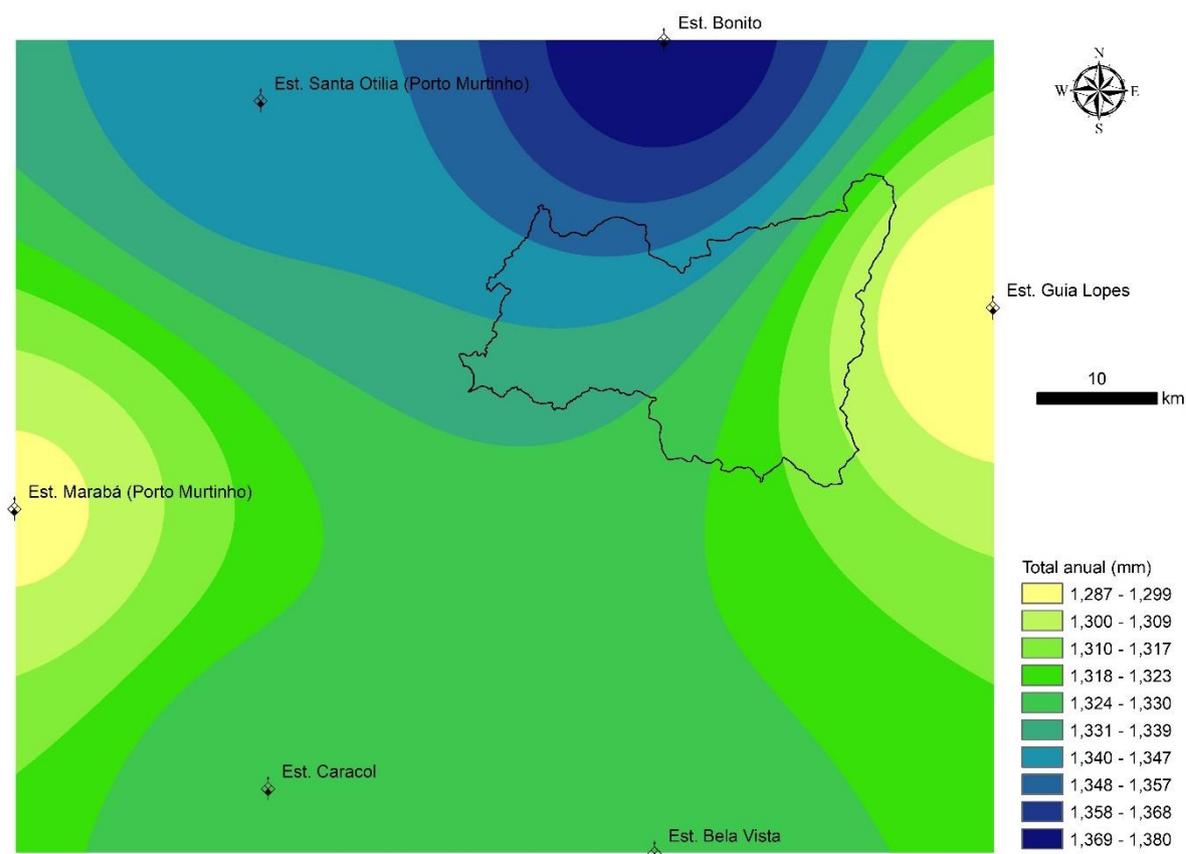


Figura 8- Mapa da variabilidade espacial pluviométrica baseada em dados de 1989 a 2013. Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA).

A precipitação pluviométrica anual é a mais elevada do estado de Mato Grosso do Sul, variando de 1200 a 1400 mm (Figura 8), com chuvas de primavera ligeiramente superiores às de verão e período outono-inverno, as precipitações ficam ao redor de 300 mm (ZAVATINI, 2009).

### 5.2.5 Desenvolvimento da agropecuária no estado de Mato Grosso do Sul

O estado de Mato Grosso do Sul é o 6º maior estado do Brasil em extensão territorial, com uma área de 357.139 km<sup>2</sup> (IBGE, 2001) que corresponde 22,23% da região Centro-Oeste. Tem como limites a nordeste Goiás, a leste Minas Gerais, ao norte com Mato Grosso, ao sul Paraná e sudeste com estado de São Paulo, além da Bolívia (oeste) e o Paraguai (oeste e sul). De acordo com o IBGE, a população em 2020 foi estimada em 2,8 milhões de habitantes, conferindo ao estado a 21ª população do Brasil.

Atualmente, a agropecuária responde por 19,27% do Produto Interno Bruto (PIB) de Mato Grosso do Sul. O estado é o 5º maior produtor de grãos do país com uma estimativa de 18,3 milhões de toneladas para 2019 (CONAB). No ranking do Agronegócio, detém, ainda, a 4ª posição na produção de milho e foi 5ª maior rebanho bovino do Brasil no ano de 2017 com 21,4 milhões de cabeças (PPM/IBGE, 2017). Destaca-se também no cenário mundial como polo de celulose, produzindo 5,3 milhões de toneladas ao ano, dispõe de 1,056 milhão de hectares de florestas plantadas, 615 mil hectares de cana-de-açúcar e 18 milhões de hectares de pastagens.

Entre as décadas de 1940 e 1970, o Mato Grosso do Sul já apresentava algumas atividades agropecuárias, em virtude de articulação com a região Sudeste, em especial, o estado de São Paulo (FAGUNDES et al., 2017). Esse processo tem origem em 1950: “Na medida em que São Paulo foi se tornando o centro dinâmico da economia nacional, as demais regiões brasileiras foram se articulando com esse centro” (BUSCIOLI e SOUZA 2010).

No entanto, o avanço da agropecuária no estado teve início mesmo a partir da década de 1970, dentro do contexto das grandes transformações que ocorreram no Brasil, em decorrência de sua inserção em uma nova divisão internacional do trabalho comandada por grandes oligopólios transnacionais. O Mato Grosso do Sul se integra definitivamente à expansão do capitalismo no campo, consubstanciando assim numa modernização da produção agrícola, destinada à produção de culturas para a agroindústria e principalmente para exportação (TERRA, 2006)

Segundo Le Bourlegat (2000), a difusão do processo de expansão da pecuária e da agricultura mecanizada desse período impulsionou o grande dinamismo econômico regional, responsável por um intenso fluxo migratório com origem em outras regiões. Terra et al (2006) afirmam que um fator que favorece o crescimento das áreas de agropecuária foi o predomínio de terrenos com baixa declividade propício à utilização da mecanização agrícola e o baixo custo das terras, os fatores de atração de um grande contingente de pequenos produtores rurais, principalmente oriundos do estado do Paraná.

Assim, a partir da década de 1980, o estado de Mato Grosso do Sul começou a se inserir em uma nova fase em sua estrutura econômica. Com a expansão da fronteira agrícola, a economia avançou na agropecuária de produção mais intensiva, com melhorias na produtividade e ampliação dos excedentes agropecuários exportáveis, além do

desenvolvimento do turismo ecológico, da produção de celulose e a produção sucroalcooleira, diversificando e difundindo a base econômica (LIMA, 2016).

### **5.2.6 Ecoturismo na microrregião da Bodoquena**

Atualmente, o Mato Grosso do Sul é considerado um dos grandes destinos turísticos do país, com destaque para a região do Pantanal e da Serra da Bodoquena. Essas regiões tem recebido todos os anos milhares de turistas estrangeiros e de outros estados. Nesse contexto, o município de Bonito aparece como o mais relevante polo, seguido por Jardim despontando mundialmente nas atividades do ecoturismo. Dentre as diversas modalidades de ecoturismo e turismo de aventura, destacam-se, flutuação e mergulho nos rios de águas transparentes, passeios de botes e caiaques, trilhas, rapel e visitação em cavernas e dolinas.

Essas atividades se iniciaram na região da Bodoquena na década de 1970 através de um processo gradativo, com destaque para a cidade de Bonito, que somente na década de 1980 teve de fato um desenvolvimento. Segundo Arruda et al. (2014) esse crescimento foi devido a diversas pesquisas sobre manejo, capacidade de carga de atrativos e gestão ambiental. Bonito tem uma posição de destaque no cenário turístico da região, não só porque tem políticas públicas sum pouco mais eficientes que os demais municípios, mas, porque, também faz uso de uma estratégia chamada *City Marketing* (GUIMARÃES e SILVA, 2018).

Segundo, Cleve (2014), o município Jardim teve seu despertar para o turismo no ano de 1997, e se destaca em nível nacional e internacional no turismo em virtude de três pontos turísticos sendo eles o Recanto Ecológico Rio da Prata, Buraco das Araras e Lagoa Misteriosa, porém, muito dos pacotes para esses três pontos turísticos são fechados em agências turísticas do município de Bonito deixando o município como um suporte ou um simples “figurante” atrás do turismo de Bonito.

Segundo Observatório de Turismo e Eventos de Bonito somente a cidade de Bonito conta com 302 empresas e 131 prestadores de serviço do setor turístico. Ainda de acordo com dados divulgados pelo CAGED, em janeiro de 2016 a cidade fechou com 3.975 empregos formais, valor superior a 50% dos empregos formais. Portanto setor turístico é o maior gerador de empregos. A cidade recebeu cerca de 212.817 visitantes, o que representa um crescimento de 4,17% em relação a 2015. Esse fluxo turístico gerou uma receita de aproximadamente R\$ 323 milhões para a economia do município. Para a cidade de Jardim os resultados do setor

turístico são menos expressivos, uma vez que ela conta com três meios de hospedagem, quatro atrativos turísticos, duas agências de turismo e cinco guias, além de cinco bares e restaurantes. Ao todo, o setor gera apenas 39 empregos diretos.

## 6 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

### 6.1 Imagens de satélites e dados auxiliares

Neste estudo, foram utilizadas imagens dos satélites *GeoEye*, *Rapideye* e *Landsat*, Modelo Digital de Elevação (MDE) ALOS e SRTM, bem como dados no formato vetorial (Tabela 1).

Tabela 1- Descrição dos conjuntos de dados, fonte e suas características.

Conjunto de dados	Fonte	Data	Resolução espacial (m) e/ou escala
Imagens Landsat TM ( <i>Thematic Mapper</i> ), OLI ( <i>Operational Terra Imager</i> ) (mapas de uso e cobertura da terra)	U.S Geological Survey MMA,	16/03/1986, 05/04/1999, 23/03/2007 e 18/03/2016	30
Imagens Rapideye (estradas e rede de drenagem)	Brasil	2014	5
Imagens Google Earth (estradas, drenagem e terraços)	Google Earth U.S Geological Survey Alaska Satellite Facility	2005 e 2016	0,5 to 2,5
MDE SRTM (fator topográfico)	Embrapa	2000	≅30
MDE ALOS e (limite da bacia e drenagem)	INPE,	2014	12,5
Solos (fator erodibilidade)	Brasil INCRA,	2009	1: 100.000
Focos de incêndios	Brasil	1999 e 2007	Vetor/escala de campo
Limite de fazendas	Brasil	2013	Vetor/escala de campo
Precipitação -TRMM (fator erosividade)	NASA	1998 to 2019	Vetor/ 0,25°

### 6.2 Pré-processamento das imagens *Landsat* e abordagem *OBIA* na classificação do uso e cobertura da terra

Foi feito o processamento das imagens dos satélites Landsat 5 e 8 (órbita/ponto 226/75) para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016 (Tabela 2), obtidas do *United States Geological Survey* (USGS) já corrigidas geometricamente no nível 1T (L1T). Todas as bandas multiespectrais,

exceto as da região do infravermelho termal, foram convertidas para radiância, usando a ferramenta de calibração radiométrica disponível no ENVI 5.1, com base na Eq. 2:

(2)

$$L_{\lambda} = Gain \times Pixel\ value + offset$$

sendo  $L_{\lambda}$  a radiância ( $W\ m^{-2}\ sr^{-1}$ ), *Pixel value* o valor de pixel e *Gain* e *offset* são fatores de correção de brilho da imagem, obtidos com base no coeficiente de calibração disponível no arquivo de metadados das imagens.

Tabela 2- Características das imagens dos satélites Landsat 5 e 8.

Sensor	Data de aquisição da imagem	Bandas selecionadas e comprimento de onda (nm)
TM	16/03/1986 05/04/1999 23/03/2007	1 (450–520)
		2 (520–600)
		3 (630–690)
		4 (760–900)
		5 (1550–1750)
		7 (2080–2350)
		OLI
		2 (450–510)
		3 (530–590)
		4 (640–670)
		5 (850–880)
		6 (1570–1650)
		7 (2110– 2290)

Em seguida, as imagens foram submetidas ao processo de correção atmosférica no módulo *FLAASH* (*Fast Line of sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*) com objetivo de reduzir os efeitos atmosféricos das cenas. Esse módulo utiliza o algoritmo *MODTRAN* (*Moderate Spectral Resolution Atmospheric Transmittance*) que é um modelo físico de correção, sendo necessário o conhecimento das propriedades óticas da atmosfera, processos de interação da radiação com atmosfera e superfície. Desse modo, os parâmetros usados no processamento foram definidos de acordo com as bandas e características dos sensores *TM* e *OLI*, bem como o modelo atmosférico (Tropical), modelo do aerossol (Rural), recuperação de aerossol (*2-band K-T*), altitude do sensor (705 km) e elevação do solo (0,003 km). Após a correção atmosférica utilizando a ferramenta *Band Math*, disponível no ENVI 5.1,

aplicou-se a técnica de normalização para diminuir a diferença radiométrica entre as imagens da série multitemporal.

A segmentação de múltiplas resoluções (*multiresolution segmentation*) usando o eCogniton 8.0 foi aplicada para separar a imagem em regiões espectrais homogêneas, o que facilita a definição das classes e coleta das áreas amostrais. Na segmentação, a geração de objetos foi submetida ao critério de heterogeneidade que pode ser ajustado selecionando o parâmetro de escala, fator de forma, fator de compactação e pesos das bandas espectrais (Tabelas 3 e 4) (DEFINIENS, 2006).

Tabela 3- Parâmetros utilizados para segmentação de múltiplas resoluções.

Ano	Escala	Forma	Compacidade
1986	0.7	00008	009
1999	0.7	00008	009
2007	0.7	00008	009
2016	0.6	00008	009

Tabela 4- Valores dos pesos utilizados para cada banda das imagens Landsat sensor TM e OLI para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016.

Bandas	1986	1999	2007	2016
	Peso			
1	1	1	1	1
2	1	1	1	1
3	50	50	50	1
4	50	50	50	50
5	50	50	50	50
6	1	1	1	50
7				1

Os parâmetros de segmentação seguiram o método de “tentativa e erro” até a obtenção de resultados satisfatórios para cada ano. Após a etapa de treinamento e coleta das amostras, foi aplicada a classificação supervisionada utilizando o classificador *Nearest Neighbor*, que é baseado em um algoritmo de classificação difusa e em objetos da imagem classificada. Para otimizar essa classificação, foram inseridos atributos espectrais, espaciais e texturais (DOU et al., 2015; VIEIRA et al., 2012), bem como atributos personalizados, como os índices de vegetação *Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)*, *Normalized Difference Water Index (NDWI)* e *Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI)* (LI et al., 2015; GRECCHI et al., 2014). Todos os atributos de objetos utilizados podem ser observados na Figura 9.

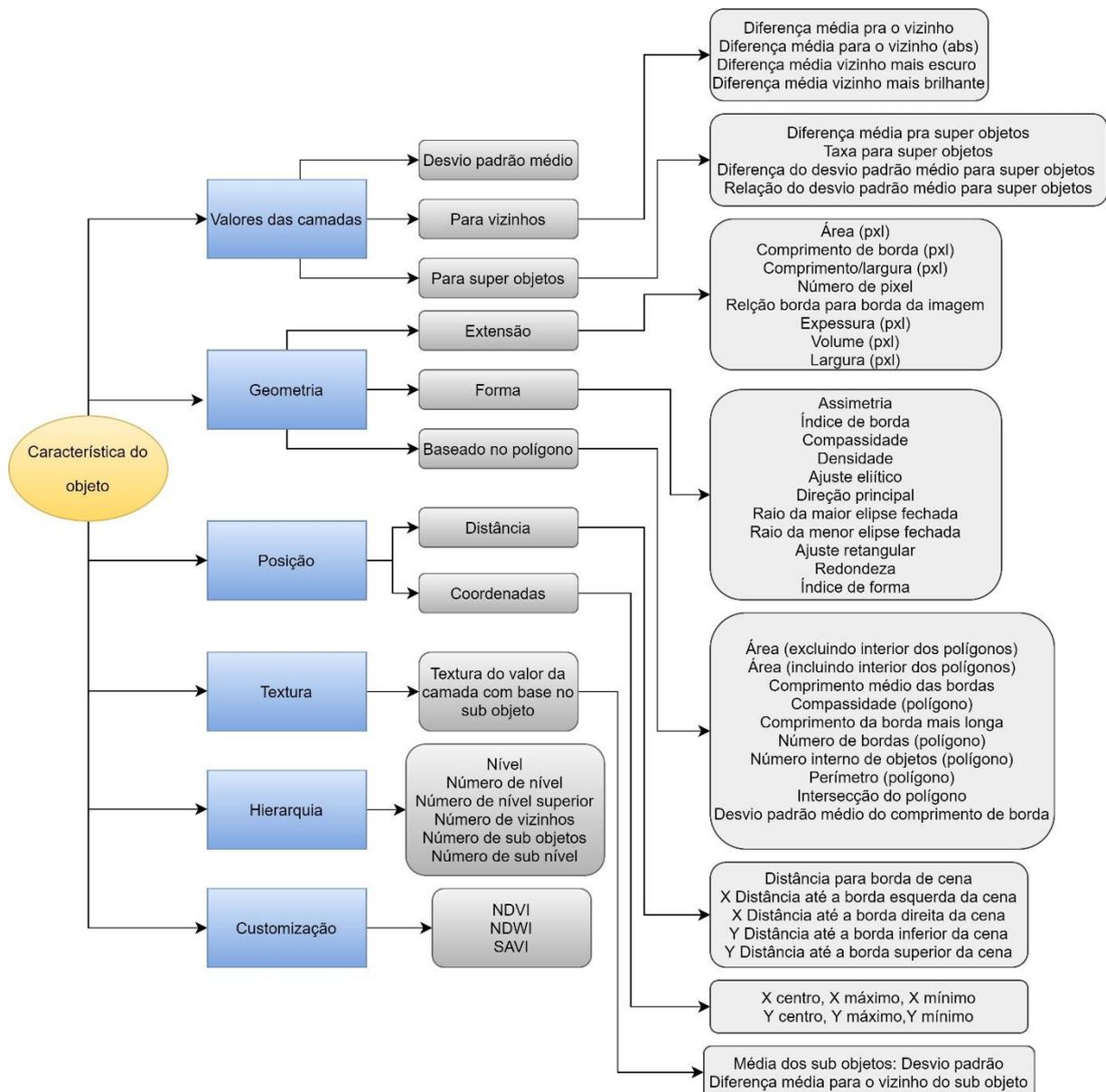


Figura 9- Atributos de objetos utilizados para otimizar a classificação do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio da Prata.

A classificação do uso e cobertura da terra foi realizada para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016 mediante a abordagem *OBIA*. Optou-se pela *OBIA* devido às várias vantagens em relação aos métodos de classificação baseados em pixels (PHIRI e MORGENROTH, 2017; PETROPOULOS et al., 2012), uma vez que, além de utilizar informações espectrais de cada pixel da amostra, leva-se em consideração também a informação espacial que envolve a relação dos pixels circunvizinhos (YU et al., 2006). Todas as etapas realizadas para classificação do

uso e cobertura da terra são ilustradas na Figura 10. Devido à dificuldade de representar a fitofisionomia de todos os tipos de formações florestais do bioma Cerrado, a classe cerrado foi adotada como categoria guarda-chuva para todas as formações que não foram consideradas como mata ciliar ou floresta estacional semidecidual.



Figura 10- Fluxograma das principais etapas da abordagem *OBIA* para classificação de uso e cobertura da terra.

#### 6.4.2 Validação do mapa de uso e cobertura da terra

A avaliação da confiabilidade da classificação do uso e cobertura da terra foi obtida através da Acurácia Global (AG) e do coeficiente kappa( $\kappa$ ) (CONGALTON et al., 2009; ANDERSON et al., 1976). A AG é calculada dividindo a soma da diagonal principal da matriz de erros  $x_{ii}$ , pelo número total de amostras coletadas  $n$ , conforme a Eq. 3:

$$AG = \frac{\sum_{i=1}^c x_{ii}}{n} \quad (3)$$

em que  $x_{ii}$  é o valor na linha  $i$  e coluna  $i$ , e  $c$  é o número de classes.

A precisão de uma classe foi representada pelas acurácias de produtor e de usuário. A precisão de produtor refere-se às amostras que não foram classificadas corretamente como pertencendo àquela categoria omitidas da sua categoria correta. E a precisão de usuário indica a probabilidade que um pixel classificado na imagem representa de fato aquela categoria.

O *Kappa* é uma medida multivariada discreta da concordância real (indicado pelos elementos diagonais da matriz de confusão) menos a concordância por chance (indicado pelo produto total da linha e coluna, que não inclui entradas não reconhecidas), ou seja, é uma medida do quanto a classificação está de acordo com os dados de referência. O coeficiente *kappa* pode ser calculado pela Eq. 4:

(4)

$$\kappa = \frac{n \sum_{i=1}^c x_{ii} - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}}$$

em que  $x_{i+}$  é a soma da linha  $i$  e  $x_{+i}$  é a soma da coluna  $i$  da matriz de confusão.

A Figura 11 mostra a espacialização dos pontos de controle utilizados para avaliar a acurácia da classificação do uso e cobertura da terra. A verificação das classes mapeadas foi realizada a partir de um conjunto independente de pontos, que se manteve inalterado durante o período analisado. O conjunto de pontos foi determinado usando amostras classificadas por meio de interpretação visual utilizando como base pontos coletados em campo com um receptor *Global Navigation Satellite System (GNSS) Mobile Mapper 120*, imagens dos satélites GeoEye e RapidEye (alta resolução espacial) e Landsat 5/TM e Landsat 8/OLI (média resolução espacial). Foram extraídos um total de 3009 pontos amostrais, sendo, 759 pontos para o ano de 1986, 750 para 1999, 760 para 2007 e 740 para 2016. Ressalta-se que a quantidade de amostras foi proporcional ao tamanho de área de cada classe mapeada.

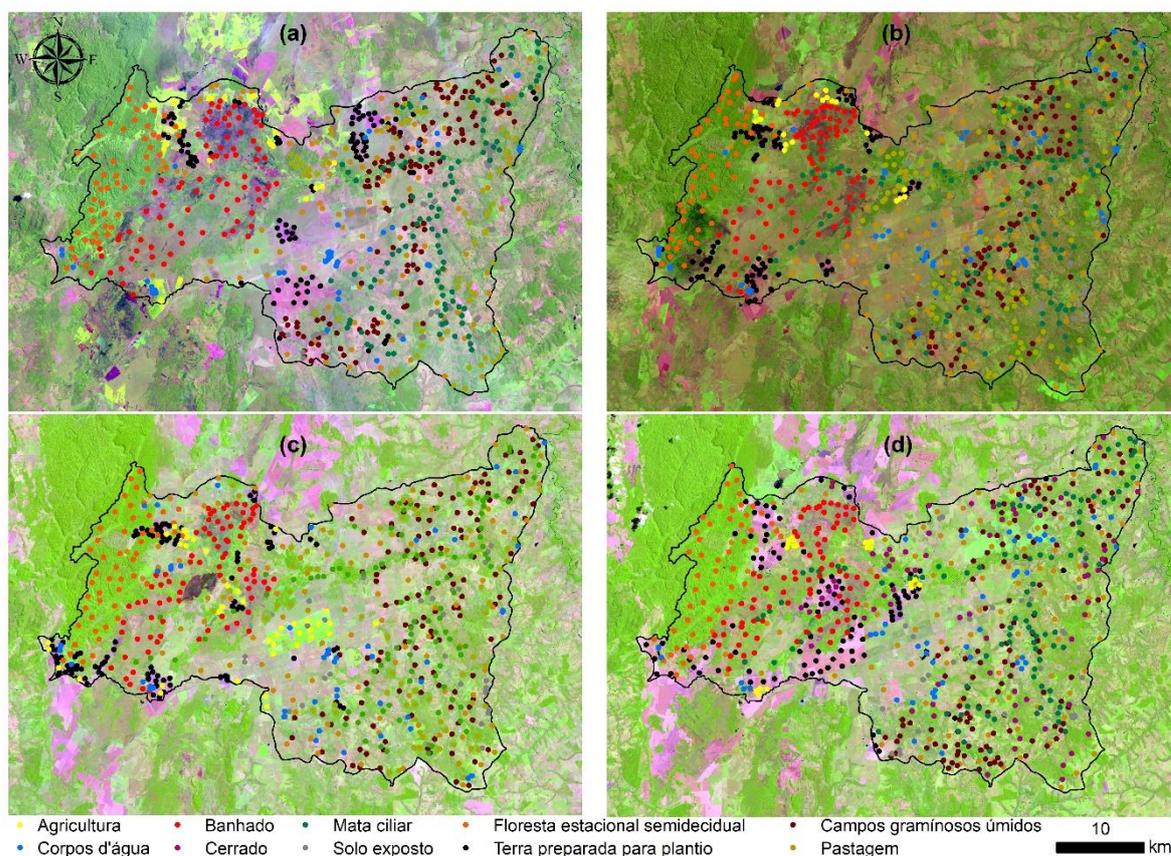


Figura 11- Distribuição espacial dos pontos de controle utilizados para avaliar a acurácia da classificação do uso e cobertura da terra para os anos (a) 1986, (b) 1999, (c) 2007 e (d) 2016.

### 6.4.3 Análise das mudanças no uso e cobertura da terra

Através da ferramenta *Change Analysis* disponível no módulo *Land Change Modeler* (LCM) do *software* TerrSet 18.31<sup>®</sup> foram realizadas todas as combinações das classes de uso e cobertura da terra. Esse módulo fornece um conjunto de ferramentas para análise da mudança, permitindo avaliações de ganho, perda, persistência e transição específica através de dados quantitativos, gráfico ou mapas (EASTMAN, 2016).

O painel de análise de mudança funciona com dois mapas de uso e cobertura da terra (antigo e mais recente) e fornece três gráficos, que são o resultado das variações ocorridas no período. Os parâmetros “ganhos e perdas por categoria” e “contribuintes para a variação líquida” foram usados porque apresentaram melhores resultados para identificar as mudanças em cada classe de uso e cobertura da terra. Para a elaboração da transição dos mapas e permanência das classes uso e cobertura da terra foi utilizada a ferramenta “mapa de

mudanças”. Assim, para identificar as mudanças ocorridas no uso e cobertura da terra que ocorreram nas últimas três décadas, foram analisados os mapas de 1986, 1999, 2007 e 2016.

### **6.5 Simulação de cenários de mudanças no uso e cobertura da terra usando o modelo CA-Markov**

O modelo CA-Markov é amplamente usado para modelar e simular, dimensões e tendências de mudança no uso e cobertura da terra (OLIVEIRA et al., 2018; PALMATE et al., 2017). As simulações dos cenários futuros de uso e cobertura da terra foram realizadas no software *Terrset 18.31* (EASTMAN, 2012). A Figura 12 mostra o fluxograma das etapas do método seguidas no estudo, que são as seguintes: (i) seleção de mapas uso e cobertura da terra consistentes de 1986, 1999, 2007 e 2016; (ii) aplicação do estimador de transição Markoviano para os mapas de 1999 e 2007 para calcular a matriz de probabilidade de transição de uma classe de uso e cobertura da terra mudar para outras classes em 2016; (iii) usar o mapa de 2007 e dados de probabilidade de transição (1999-2007) como base para simular o mapa de uso e cobertura da terra para o ano 2016 (mapa de adequação de transição foi usado para otimizar o desempenho do Modelo CA-Markov); (iv) uso do mapa base de 2016 como referência para avaliar a precisão do mapa simulado de uso e cobertura da terra (um total de 30 testes foram necessários para calibrar o modelo); (v) simulação dos cenários futuros de uso e cobertura da terra usando o modelo CA-Markov calibrado e validado, e o mapa de uso e cobertura da terra de 2016.

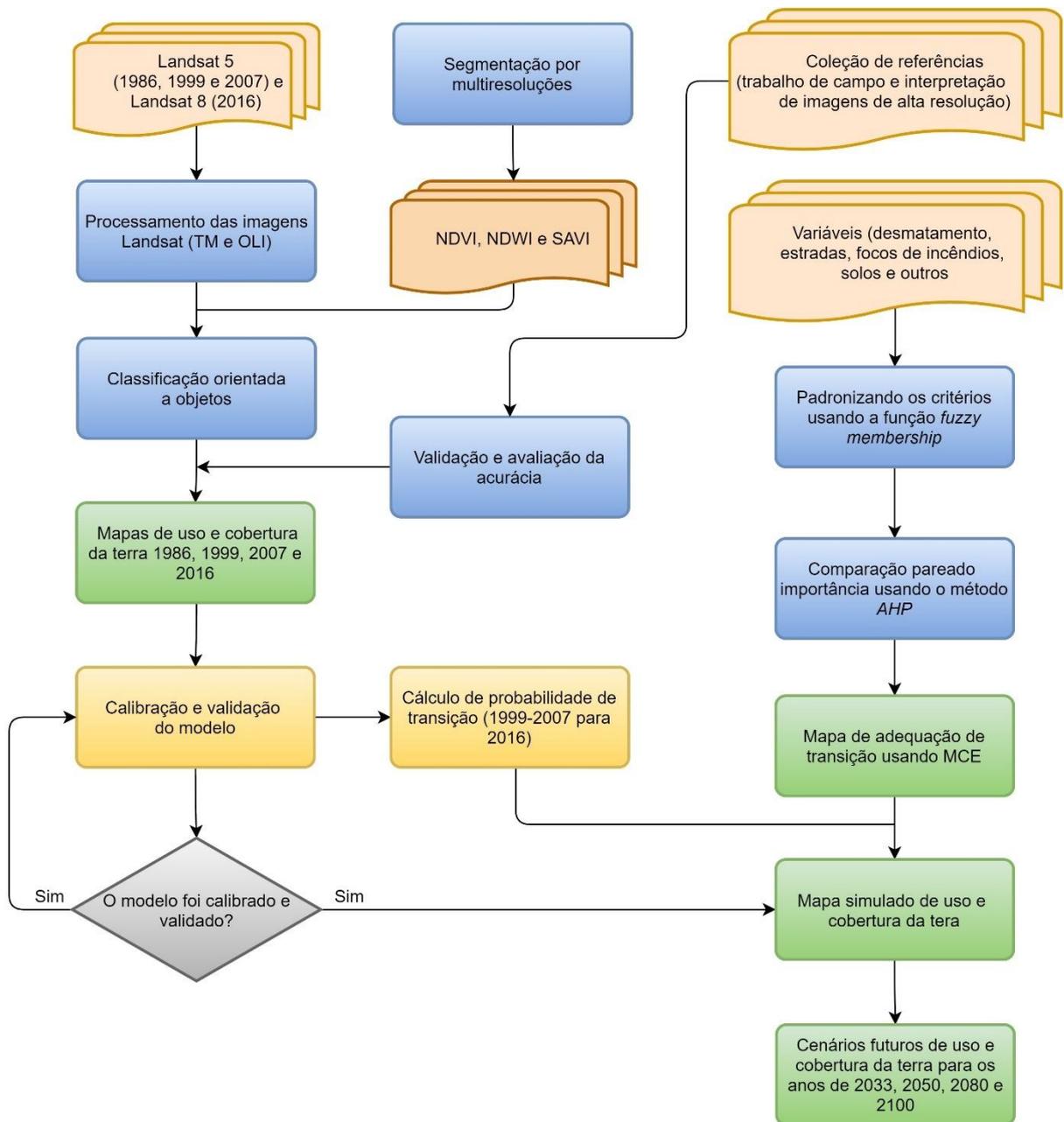


Figura 12- Fluxograma das etapas percorridas para modelagem dos cenários futuros.

Usando o estimador de transição markoviana foi aplicado o modelo Markov nos mapas de 1999 e 2007, com objetivo de calcular a matriz de probabilidade de uma classe de uso e cobertura da terra mude para todas as outras classes. Assim, a distribuição de cada classe de uso e cobertura do solo foi projetada com base na probabilidade de transição  $p_{ij}$  entre duas categorias de uso e cobertura da terra ( $i$  e  $j$ ).  $p_{ij}$  foi determinado durante um período específico do tempo  $t$  ao tempo  $t+1$ , conforme a eqs. 5 e 6:

(5)

$$p_{ij} = \frac{n_{ij}}{n_i}$$

(6)

$$\sum_{j=1}^m p_{ij} = 1$$

onde  $n_i$  = o número total de pixels da classe  $i$  que se transformou no período de transição,  $n_{ij}$  = o número de pixels transformados da classe  $i$  para  $j$ , e  $m$  é o número de classes de uso e cobertura da terra.

A matriz de áreas de transição registra o número de pixels que se espera que mudem de cada tipo de uso e cobertura da terra para outra classe ao longo do número especificado de unidades de tempo a representação das probabilidades é demonstrada na seguinte matriz  $P$ :

(7)

$$P = P_{ij} = \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & \dots & P_{1m} \\ P_{21} & P_{22} & \dots & P_{2m} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ P_{m1} & P_{m2} & \dots & P_{mm} \end{bmatrix}$$

onde  $P$  indica o estado de probabilidade de transição  $i$  para o estado  $j$ .

Os mapas de adequação de probabilidade foram produzidos usando *Fuzzy Membership Functions (FMF)*, *Analytic Hierarchy Process (AHP)* e *Multi-Criteria Evaluation (MCE)*. Ao todo foram utilizados trezes fatores naturais e antrópicos (Figura 13) para mudanças nas forças motrizes, definidas de acordo com a expertise dos pesquisadores e conhecimento histórico da área de estudo. Em um primeiro momento foi utilizada a *FMF* baseada no algoritmo linear para padronizar os critérios (EASTMAN e JUING, 1996), em seguida foi aplicada a *AHP* de relação de consistência (FORD et al., 2019; EASTMAN, 1999), onde os pesos foram desenvolvidos a partir de uma série de comparações pareadas de importância relativa aos fatores (Tabela 5) para a adequação do pixel para cada classe avaliada. A *AHP* é indicada para resolver problemas complexos, especialmente aqueles com participação envolvendo percepções e julgamentos humanos, cujas decisões têm repercussões a longo prazo (GUAN et al., 2011).

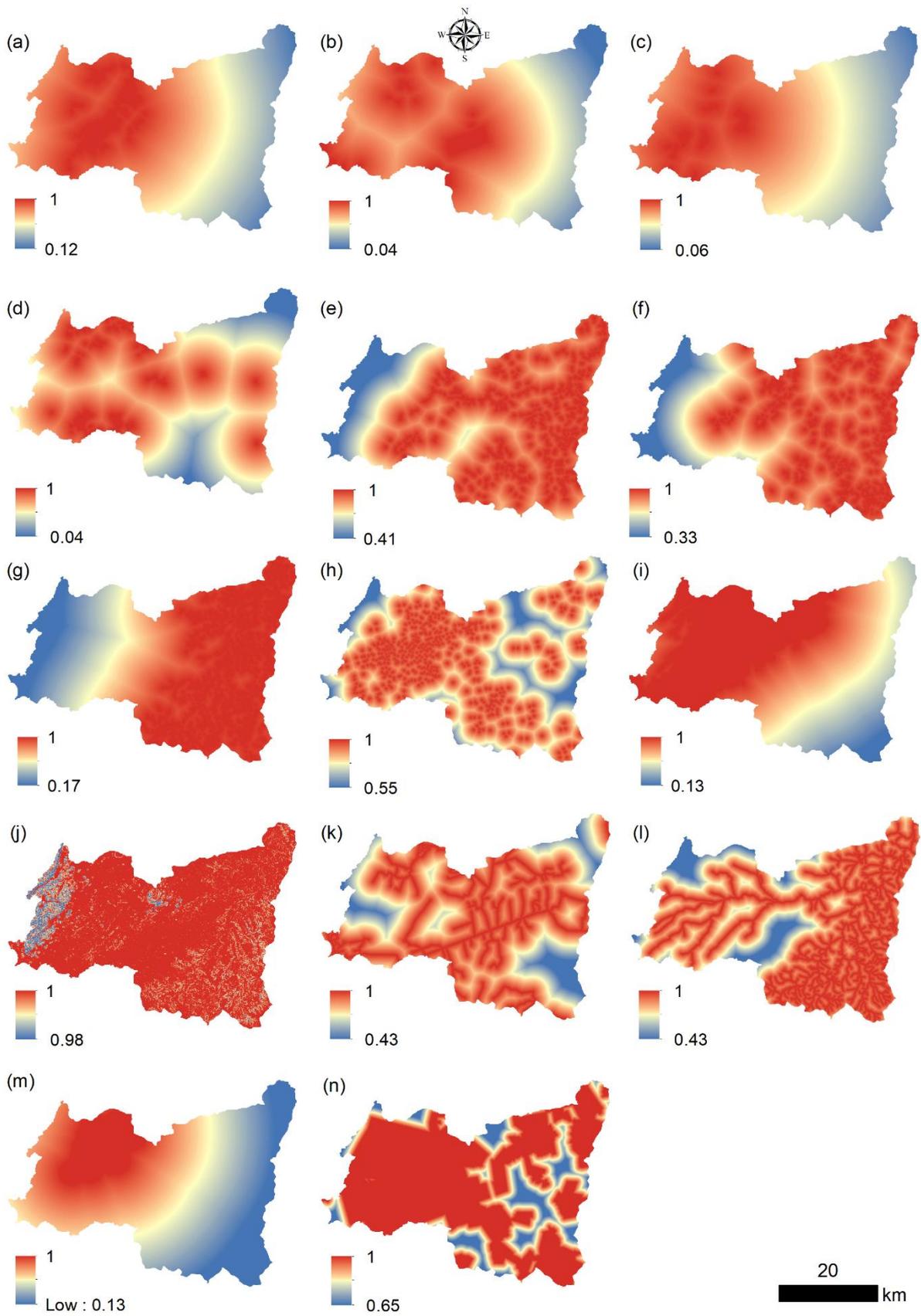


Figura 13- Distribuição espacial dos fatores naturais e antrôpicos fuzzificados para mudanças nas forças motrizes: transições (a) *banhado* para agricultura, (b) pastagem para agricultura, (c) *banhado* para terra preparada para plantio, (d) pastagem para terra preparada para plantio, (e) mata ciliar para pastagem, (f) cerrado para pastagem, (g) campos gramíneos úmidos para pastagem, bem como, (h) focos de incêndios, (i) solos, (j) declividade, (k) estradas, (l) rede de drenagem, (m) canais de drenagens artificiais e (n) limite de fazenda.

O coeficiente de consistência é a probabilidade de que os pesos dos fatores sejam obtidos aleatoriamente. Por exemplo, foram encontradas consistências de 0,05 para agricultura e terra preparada para plantio e 0,00 para pastagem. Vale ressaltar que valores menores que 0,10 indicam boa consistência (GUAN et al., 2011). Finalmente, com base nos dados da *AHP*, foi aplicada a *MCE* com o objetivo de combinar o conjunto de fatores e restrições (Tabela 6) para obter um único mapa de adequabilidade de transição, onde cada pixel tem um valor que varia de 0 a 255, que representa áreas inadequadas e altamente adequadas para determinada classe de uso e cobertura da terra.

Tabela 5- Matriz de comparação pareada dos fatores: agricultura, terra preparada para plantio e pastagem

Fatores	Ponderação das classes de uso da terra para agricultura, terra preparada para plantio e pastagens							
	Transição do <i>banhado</i> para agricultura	Transição de pastagem para agricultura	Solo	Canais artificiais de drenagem	Focos de incêndios	Declividade	Rede de drenagem	Estradas
Transição do <i>banhado</i> para agricultura	1							
Transição de pastagem para agricultura	1	1						
Solo	1	1	1					
Canais artificiais de drenagem	1/5	1/5	1/5	1				
Focos de incêndios	1/7	1/7	1/7	1/7	1			
Declividade	1/7	1/7	1/7	1/7	1	1		
Rede de drenagem	1/7	1/7	1/7	1/7	1	1	1	
Estradas	1/7	1/7	1/7	1/7	1	1	1	1
Fatores	Transição do <i>banhado</i> para terra preparada para plantio	Transição de pastagem para terra preparada para plantio	Solos	Canais artificiais de drenagem	Focos de incêndios	Declividade	Rede de drenagem	Estradas
Transição do <i>banhado</i> para terra preparada para plantio	1							
Transição de pastagem para terra preparada para plantio	1	1						
Solo	1	1	1					
Canais artificiais de drenagem	1/5	1/5	1/5	1				
Focos de incêndios	1/7	1/7	1/7	1/7	1			
Declividade	1/7	1/7	1/7	1/7	1	1		

Rede de drenagem	1/7	1/7	1/7	1/7	1	1	1	
Estradas	1/7	1/7	1/7	1/7	1	1	1	1
				Transição de campos gramíneos úmidos para pastagem		Estradas	Rede de drenagem	Limite das fazendas
Transição de mata ciliar para pastagem	1							
Transição de cerrado para pastagem	1	1						
Transição de campos gramíneos úmidos para pastagem	1	1		1				
Estradas	1/5	1/5		1/5	1			
Rede de drenagem	1/5	1/5		1/5	1	1		
Limite das fazendas	1/5	1/5		1/5	1	1	1	1

No módulo CA- Markov usamos como mapa base o uso e cobertura da terra de 2007 e os dados da probabilidade de transição do período 1999-2007 para simulação do uso e cobertura da terra 2016 (mapa de referência). Além disso, foi empregado o mapa de adequação de transição com o objetivo de otimizar o desempenho do modelo CA- Markov. Um total de 9 interações CA (9 anos) foram aplicadas de acordo com o número de anos a simular e o filtro de contiguidade de tamanho 5 X 5 pixels foi usado para definir as regras de vizinhança.

Tabela 6- 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.

Uso da terra	Restrições	Fatores	Peso dos autovetores
Pastagem	Corpos d'água	Transição da mata ciliar para pastagem	0,2778
	Transição da agricultura para pastagem (1999- 2007)	Transição do cerrado para pastagem	0,2778
	Transição da terra preparada para plantio para pastagem (1999- 2007)	Transição dos campos gramíneos úmidos para pastagem	0,2778
	Transição da pastagem para agricultura (2007-2016)	Estradas	0,0556
	Transição do <i>banhado</i> para pastagem (1999-2007)	Rede de drenagem	0,0556
	Solo exposto	Limites das fazendas	0,0556
Agricultura e terra preparada para plantio	Corpos d'água	Transição do <i>banhado</i> para agricultura	0,2545
	Solo exposto	Transição da pastagem para agricultura	0,2545
		Transição do <i>banhado</i> para terra preparada para plantio	0,2545
	Mata ciliar	Transição da pastagem para terra preparada para plantio	0,2545
		Solo (aptidão agrícola)	0,2545
		Canais de drenagem artificiais	0,1245
		Focos de incêndios (1999-2007)	0,0280
		Declividade até 13%	0,0280
		Rede de drenagem	0,0280
		Estradas	0,0280

Em seguida, avaliamos o modelo para o ano de 2016, originado a partir dos mapas de 1999 e 2007. Para avaliar o nível de concordância espacial (PONTIUS e MILLONES, 2011) e precisão do modelo, usamos o *Kappa Index Agreement (KIA)*, que está disponível no módulo *Validate* (Terrset 18.31). Esse método é amplamente utilizado para validar previsões de uso e cobertura da terra com propósito de oferecer um modelo confiável para simulação dos cenários futuros. Com o modelo CA- Markov calibrado e validado, usando como base o mapa de 2016, foram simulados cenários futuros de uso e cobertura da terra para os anos de 2033, 2050, 2080 e 2100. O ano de 2033 foi simulado com base no número de interações entre 1999 e 2016 (17 anos), para os demais anos simulados buscamos padronizar os intervalos de tempo, ao passo que, ao realizarmos os testes, analisamos se as mudanças eram representativas na simulação dos cenários de uso e cobertura da terra.

## 6.6 *RUSLE* e cenários futuros de perdas de solo

A *RUSLE* calcula a quantidade média de perda de solo a partir da Eq. 8, que utiliza cinco fatores (RENARD et al., 1997; WISCHMEIER; SMITH 1978). O processamento dos dados, a obtenção das variáveis e a aplicação da *RUSLE* foram realizados em ambientes *ArcMap* 10.1 e *InVEST* 3.9.0 (Figura 14).

(8)

$$A=R \times K \times LS \times C \times P$$

onde A é perda de solo por unidade de área (Mg/ha/ano); R é a erosividade das chuvas (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>); K é a erodibilidade dos solos face suas características físicas, químicas e biológicas (Mg ha h ha<sup>-1</sup>MJ<sup>-1</sup>mm<sup>-1</sup>); O LS é o fator comprimento de rampa e declividade; C é o fator uso e manejo da terra e P é o fator práticas conservacionistas.

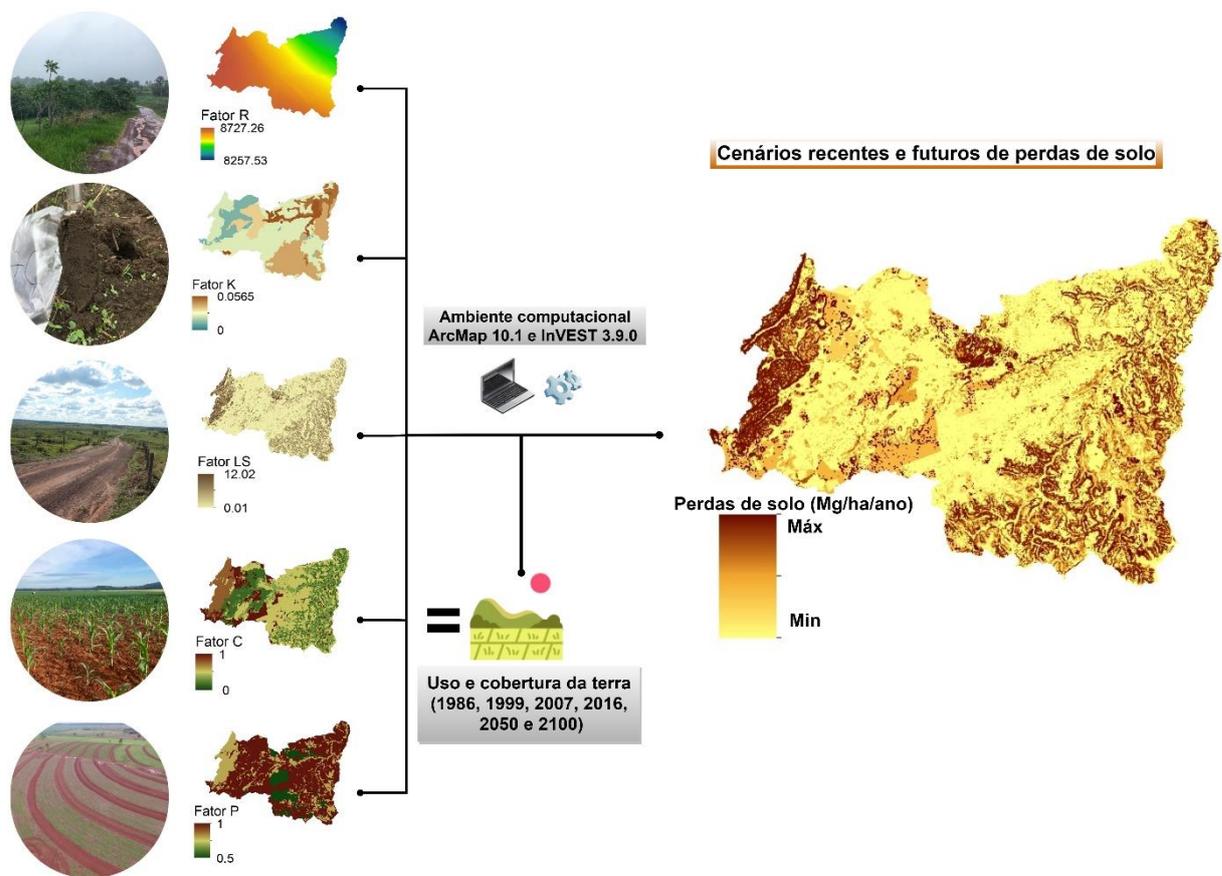


Figura 14- Principais etapas da aplicação da RUSLE para os os anos de 1986, 1999, 2007, 2016, 2050 e 2100.

### 6.6.1 Fator erosividade da chuva (R)

No Brasil, em especial nas regiões Centro-Oeste e Norte, existe uma desigual distribuição espacial das estações pluviométricas e escassez de séries de dados históricos que prejudicam o cálculo do índice de erosividade com uso de dados observados de chuva (TRINDADE et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2012). Devido a ausência de estações pluviométricas na região da bacia do Prata, usamos dados estimados de precipitação da *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM) (HUFFMAN et al. 2007). Desse modo, o TRMM é uma fonte confiável de dados de precipitação para regiões do bioma Cerrado com ausência de estações pluviométricas (MELO et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2014). Neste estudo, foram utilizados dados estimados de precipitação de um período de 22 anos (01/01/1998 a 01/01/2019) do satélite TRMM algoritmo 3B42 versão 7 com resolução espacial de  $0.25^\circ \times 0.25^\circ$  de uma grade composta por 20 células.

O fator R foi calculado (Eq. 9) a partir da equação desenvolvida por Oliveira et al. (2012) para o estado de Mato Grosso do Sul. Segundo os autores, essa equação estima com precisão os valores médios do Índice de Erosividade (EI) para locais do Estado com condições hidrometeorológicas similares de onde essas foram ajustadas.

$$EI = 80.305(MFI)^{0.8966} \quad (9)$$

onde  $EI$  é o índice de erosividade;  $MFI$  é o índice de *Fournier* modificado (Eq. 10)

$$MFI = p_i^2 P^i \quad (10)$$

onde  $MFI$  é o índice de *Fournier* modificado;  $p$  é a precipitação média mensal  $i$  (mm);  $P$  é a precipitação média anual  $i$  (mm).

### 6.6.2 Fator erodibilidade do solo (K)

A estimativa com confiabilidade e precisão da erodibilidade é essencial para a simulação adequada da erosão, sendo uma das características mais importantes do solo, pois a vulnerabilidade de cada tipo de solo afeta diretamente o potencial de produção de sedimentos da bacia hidrográfica (EFTHIMIOU, 2018). O mapa de solos utilizado (escala 1:100.000) foi elaborado com base no levantamento de solos realizado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária- Embrapa (SANTOS et al., 2018). Os trabalhos de campo para as coletas de solos ocorreram nos anos de 2016, 2018 e 2019, quando foram coletadas 66 amostras na profundidade de 0 - 0,20 m em 22 pontos ao longo da bacia. A quantidade de amostras foi decorrente do tamanho da área de estudo e devido a limitação de acesso as áreas das propriedades particulares (fazendas).

A análise granulométrica das amostras dos solos foi realizada usando o método da pipeta, segundo procedimentos metodológicos descritos no manual de métodos de análise de solo (TEIXEIRA et al., 2017). A quantidade de carbono orgânico total (COT) foi determinada pela oxidação da matéria orgânica pelo dicromato de potássio, em meio sulfúrico, e titulado com sulfato ferroso amoniacal (YEOMANS e BREMNER, 1988). Por fim, com base nos valores dos atributos físicos e químicos dos solos, o fator K (Tabela 2) foi calculado pelo método analítico do Nomograma (WISCHMEIER et al., 1971) (Eq.11)

(11)

$$K = [(2.1M^{1.14}(10^{-4})(12-MO)+3.25(e-2)+2.5(p-3))/100]0.1317$$

onde: fator K é a erodibilidade do solo ((Mg ha ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup>mm<sup>-1</sup>); M é o parâmetro de tamanho do grão do solo [(% silte + % areia muito fina) x (100 – % argila)]; MO% é a matéria orgânica (%); e é o índice de estrutura do solo (adimensional); p é o índice de permeabilidade do solo (adimensional).

### 6.6.3 Fator topográfico (LS)

O fator LS representa a influência do comprimento e do grau de declive na perda de solo. O fator LS foi gerado para cada pixel do modelo digital de elevação (MDE) extraído das imagens da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução de 1 segundo de arco (~ 30 m). O fator L foi obtido com base em um cálculo que considera a área de contribuição da superfície por unidade de largura. Assim, o fator L é determinado dividindo-se a área de contribuição pela largura, sobre o fluxo que poderia passar por uma célula. Essa largura depende da direção do fluxo e é determinada usando o aspecto da direção (DESMET e GOVERS 1996), conforme descrito na Eq. 12.

(12)

$$L(i,j) = \frac{(A(i,j) + D^2)^{m+1} - A(i,j)^{m+1}}{X^m D^{m+2} (22,13)^m}$$

onde: L(i,j) é o fator de comprimento de vertente de uma célula com coordenadas (i,j); A<sub>i,j</sub> é a área de contribuição de uma célula com coordenadas (i,j) (m<sup>2</sup>); D é o tamanho da grade de células (m); X<sub>i,j</sub> é o valor da direção do fluxo; m é o coeficiente dependente da declividade; 22,13= comprimento da parcela padrão USLE (WISCHMEIER e SMITH 1978) e RUSLE (RENARD et al. 1997).

O algoritmo desenvolvido por McCool et al. (1987, 1989), que também é utilizado na RUSLE, foi aplicado para obtenção do fator topográfico. Assim, os valores do expoente (m) são calculados conforme a Eq. 13.

(13)

$$m = \beta / (1 + \beta)$$

onde β é o quociente entre a erosão em sulcos e entressulcos podendo ser calculado conforme a Eq. 14 (MCCOOL et al. 1989).

$$\beta = (\text{sen } \theta / 0,0896) / [3(\text{sen } \theta)^{0,8} + 0,56] \quad (14)$$

A inclinação do declive (S) foi calculada de acordo com McCool et al. (1987), (Eq. 15).

$$\begin{aligned} S &= 10,8 \text{ sen } \theta + 0,03 \quad (S < 9\%) \\ S &= 16,8 \text{ sen } \theta - 0,50 \quad (S \geq 9\%) \end{aligned} \quad (15)$$

onde:  $\theta$  é o ângulo em graus da encosta.

#### **6.6.4 Fator uso e manejo do solo (C) e fator práticas conservacionistas (P)**

O fator uso e manejo do solo (C) é a relação esperada entre as perdas de solo de um terreno cultivado em dadas condições, e as perdas correspondentes desse terreno mantido continuamente descoberto e sem cultivo (WISCHMEIER e SMITH 1978). O fator C reflete diretamente o efeito do cultivo e práticas de gestão na taxa de erosão, sendo um dos fatores mais usados para comparar os impactos relativos das opções de gestão sobre planos de conservação (RENARD et al., 1997).

O fator P é a relação entre as perdas de solo de um terreno cultivado com determinada prática conservacionista e as perdas quando se cultiva no sentido do declive (morro abaixo) (WISCHMEIER e SMITH, 1978). As práticas conservacionistas mais comuns para as culturas anuais são: plantio em contorno, plantio em faixas e terraceamento (Bertoni e Lombardi Neto, 1985).

Foram usados os mapas de uso e cobertura da terra para os anos de 1986, 1999, 2007, 2016 elaborados a partir de imagens dos satélites Landsat 5 e 8 e OBIA. Para os cenários futuros de uso e cobertura da terra dos anos de 2050 e 2100 utilizamos os mapas gerados através do modelo híbrido CA- Markov. Para extrair as áreas de pastagem e áreas agrícolas que empregam os terraços como práticas conservacionistas foram utilizadas imagens de alta resolução espacial do Google Earth® (Maxar Technologies/CNES-Airbus) e técnica de interpretação visual de imagens. Essas áreas foram delimitadas apenas para os anos de 2007 e 2016 devido a disponibilidade dessas imagens, uma vez que começaram a ser liberadas a partir de 2002. Assim, para os anos de 2050 e 2100 usamos como base o fator P extraído para o ano de 2016. Por fim, atribuímos valores para os fatores C e P (Tabela 7) utilizados em estudos realizados

nos Biomas Cerrado e Mata Atlântica (CUNHA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2015; GALDINO 2012; MARTINS et al., 2010; BERTOL et al., 2001).

Tabela 7-Valores dos fatores C e P para classes de LULC da bacia hidrográfica do Rio da Prata.

Classes de uso e cobertura da terra	Fator C	Referências	Fator P	Referências
Pastagem	0,016	Galdino et al. 2012	0,5 e 1,0*	Galdino et al. 2012
Agricultura	0,143	Bertol et al. 2001	0,5 e 1,0*	Bertol et al. 2001
Terra preparada para plantio	1	Cunha et al. 2017	1	Cunha et al. 2017
<i>Banhado</i>	0,010	Oliveira et al. 2015	1,0	Cunha et al. 2017
Mata Ciliar	0,013	Oliveira et al. 2015	0,8	Cunha et al. 2017
Cerrado	0,013	Oliveira et al. 2015	0,8	Cunha et al. 2017
Floresta estacional semidecidual	0,020	Martins et al. 2010	0,8	Cunha et al. 2017
Campos gramíneos úmidos	0,010	Oliveira et al. 2015	1,0	Cunha et al. 2017
Corpos d'água	0	Cunha et al. 2017	0	Cunha et al. 2017
Solo exposto	1	Cunha et al. 2017	1	Cunha et al. 2017

\*O valor 0,5 foi definido para áreas com terraços e 1,0 para áreas sem terraços nas classes agricultura e pastagem.

### 6.7 Taxa de entrega de sedimentos (SDR), exportação de sedimentos e deposição de sedimentos

Neste estudo, o módulo SDR do programa InVEST 3.9.0 foi utilizado. Esse módulo é baseado no conceito de conectividade hidrológica e tem sido bastante aplicado nos últimos anos (SHRESTHA et al., 2021; GUERRA et al., 2020; ZHOU et al., 2019). O InVEST adota uma abordagem abrangente, calcula e mapeia as taxas de perdas de solo e de entrega e exportação de sedimentos na saída da bacia hidrográfica, além disso, fornece também a quantidade de sedimentos que não atinge o curso de água, sendo depositada na paisagem. O InVEST supera as limitações dos modelos convencionais de erosão do solo, possibilitando assim a caracterização da conectividade hidrológica da bacia (SHARP et al., 2018). O SDR é um módulo espacialmente explícito que calcula a taxa de entrega de sedimentos (SDR) integrando a quantidade de perda de solo anual com o índice de conectividade (IC) como resultado a quantidade de sedimentos que realmente atinge o curso d'água. O IC determina o grau de ligação hidrológica de um pixel para o córrego, com base em sua área de contribuição ascendente e caminho de fluxo para o canal (BORSELLI et al., 2008). O SDR para um pixel (i) é derivado do IC (Eq. 16) conforme a Eq. 19 (VIGIAK et al., 2012).

(16)

$$IC = \log_{10} \left( \frac{D_{up}}{D_{dn}} \right) \quad (17)$$

$$D_{up} = \bar{C}\bar{S}\sqrt{A_0} \quad (18)$$

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{C_i S_i} \quad (19)$$

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{K_b}\right)}$$

onde  $SDR_{max}$  é o SDR teórico máximo,  $IC_0$  e  $K_b$  são parâmetros de calibração que determinam a forma da relação entre o IC e o SDR (SHARP et al.,2018). Em nosso estudo, adotamos os valores padrões  $SDR = 0.8$ ,  $IC_0 = 0.5$  e  $K_b = 2$  (HAMEL et al., 2017; HAMEL et al.,2015; VIGIAK et al., 2012).  $D_{up}$  é o componente ascendente; onde  $\bar{C}$  é o fator C médio da área de contribuição de declive,  $\bar{S}$  é o gradiente de declive médio da área de contribuição de declive ( $m/m$ ) e  $\sqrt{A}$  é a área de contribuição de declive ( $m^2$ ),  $D_{dn}$  é o componente de declive, onde  $d_i$  é o comprimento médio do caminho do fluxo na direção do declive a partir do  $i$ -ésimo pixel do fluxo (m),  $C_i$  e  $S_i$  são o fator C e o gradiente de inclinação do  $i$ -ésimo pixel, respectivamente. As áreas de contribuição de subida e descida são delineadas a partir de um algoritmo de direção de fluxo múltiplo (TARBOTON, 1997). Então, a exportação de sedimentos  $E_i$  (Mg/ha/ano) em um determinado pixel  $i$  é calculada usando a Eq. 20, e a exportação total de sedimentos  $E$  (Mg/ha/ano) na bacia é dada pela Eq. 21.

$$E_i = RUSLE_i \times SDR \quad (20)$$

$$E = \sum_i E_i \quad (21)$$

Ainda no módulo SDR foi estimada a quantidade de sedimentos que não atingiram o curso d'água e foram depositados em algum lugar na paisagem é estimada. Conhecer a distribuição espacial dos sedimentos depositados permite rastrear a mudança líquida (ganho ou

perda) de sedimentos em um pixel, dessa forma, pode-se avaliar o grau de degradação do solo em um a bacia. Essa carga de sedimentos foi calculada baseada na Eq. 22.

(22)

$$E'_i = \text{RUSLE}_i(1 - \text{SDR})$$

onde  $E'_i$  é a quantidade de sedimentos depositados na paisagem, e  $\text{RUSLE}_i$  é a quantidade anual de perdas de solo (Mg/ha/ano).

## 7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 7.1 Avaliação da classificação do uso e cobertura da terra

A exatidão global da classificação do uso e cobertura da terra foi considerada satisfatória, de acordo com critérios adotados por Anderson et al. (1976). Segundo esses autores, o nível mínimo de precisão da interpretação na identificação do LULC através de dados de sensoriamento remoto deve superar 85%. A Tabela 8 mostra os resultados do coeficiente  $kappa$  ( $\kappa$ ), Acurácia Global (AG), exatidão do produtor e exatidão do usuário obtidos para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016. Os coeficientes obtidos podem ser considerados excelentes, de acordo com Landis e Koch (1977), pois apresentaram valores superiores a 0.88. Os resultados da avaliação da AG e  $\kappa$  (Tabela 8) revelam alta capacidade da *OBIA* na produção dos mapas uso e cobertura da terra em escala multitemporal, sendo considerada uma base consistente e confiável para simulação de cenários de mudanças futuras.

Tabela 8-Coeficiente kappa e acurácia global para classificação dos anos 1986, 1999, 2007 e 2016.

Classe de uso e cobertura da terra	1986		1999		2007		2016	
	Exatidão do produtor (%)	Exatidão do usuário (%)	Exatidão do produtor (%)	Exatidão do usuário (%)	Exatidão do produtor (%)	Exatidão do usuário (%)	Exatidão do produtor (%)	Exatidão do usuário (%)
Pastagem	90,00	73,77	94,00	83,33	98,00	68,53	98,00	93,75
Agricultura	100,00	86,96	75,00	83,33	82,50	89,19	75,00	93,75
Terra preparada para plantio	91,00	100,00	89,00	95,70	92,00	97,87	98,00	97,03
Banhado	96,25	98,72	97,50	96,30	98,75	98,75	98,75	96,34
Mata ciliar	94,00	88,68	92,00	92,93	92,00	87,62	92,00	90,20
Cerrado	91,43	95,52	88,75	97,26	90,00	96,92	94,29	97,06
Floresta estacional semidecidual	98,00	100,00	100,00	100,00	100,00	98,04	96,00	100,00
Campos gramíneos úmidos	91,54	90,15	98,46	96,24	79,23	91,96	93,85	92,19
Corpos d'água	79,59	100,00	93,88	100,00	92,00	97,87	86,00	100,00
Solo exposto	74,00	90,24	90,00	93,10	50,00	93,75	70,00	91,30
Acurácia global (%)	90,79		93,37		89,47		92,88	
Coeficiente Kappa (K)	0,90		0,92		0,88		0,92	

A classe floresta estacional semidecidual apresentou o melhor desempenho na classificação com precisão média de 98%. Esse nível de acurácia pode ser atribuído à permanência quase total da sua área, facilitando a coleta de amostras, classificação e validação. A classe de solo exposto no ano 2016 apresentou o maior percentual de área erroneamente incluída (erro da comissão) ou omitida (erro de omissão) entre os anos 1986 e 2016. O erro está relacionado à confusão com as classes pastagem (16,67%) e campos gramíneos úmidos (13,33%), além disso, a pouca quantidade de pontos coletados (30 pontos) influenciou na menor precisão da classificação.

Atualmente, a detecção de alterações e o mapeamento de uso e cobertura da terra é uma das ferramentas mais eficazes para o gerenciamento de recursos urbanos e ambientais. Os resultados obtidos demonstram a confiabilidade e a precisão do uso de sensoriamento remoto baseado em objetos no mapeamento e a detecção de mudanças na bacia, corroborando com os resultados alcançados por Aslami e Ghorbani (2018), Aggarwal et al. (2016) e Petropoulos et al. (2012), que obtiveram Acurácia Global no intervalo de 88 a 92% para classificação via *OBIA*. Os exemplos recentes estão de acordo com nossos resultados obtidos, e mostram o alto potencial desta técnica na classificação de uso e cobertura da terra em campos semelhantes e com o menor custo.

## **7.2 Histórico das mudanças no uso e cobertura da terra**

Os mapas de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio da Prata derivados da abordagem *OBIA* e imagens Landsat podem ser observados na Figura 15. O mapeamento englobou 10 classes, entre elas, as vegetações nativas como, mata ciliar, cerrado, campos gramíneos úmidos, *banhado*, floresta estacional semidecidual; e classes antropizadas que correspondem a pastagem, agricultura, terra preparada para plantio, solo exposto e corpos d'água. Além disso, para cada mapa foram extraídos os valores de área de superfície (Tabela 9), contribuições para mudanças líquidas (Tabela 10) e persistência das classes (Figura 19) através do modelador de mudanças no LCM.

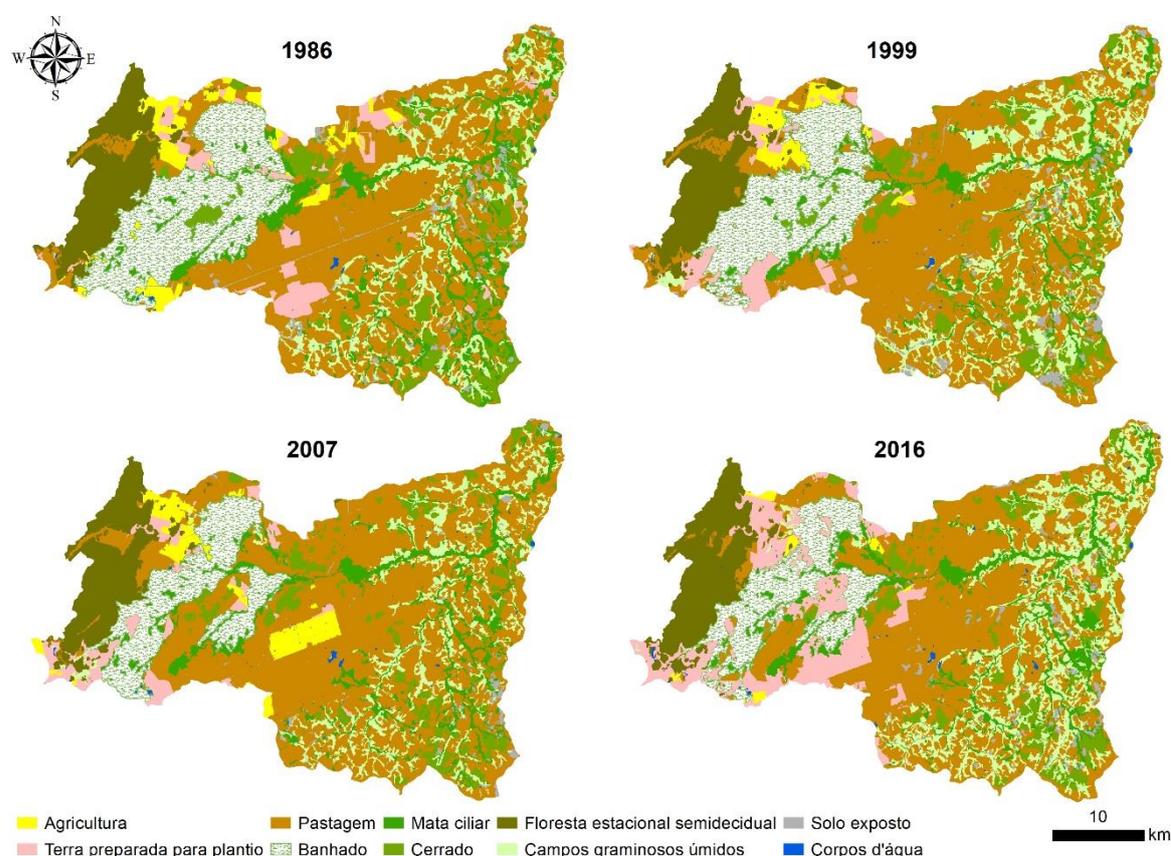


Figura 15- Distribuição espacial do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio da Prata para os anos 1986, 1999, 2007 e 2016.

Desde 1986, Terra (2006), ao fazer um levantamento da modernização da agropecuária em Mato Grosso do Sul ressaltou que no início da década de 1970 o estado era utilizado exclusivamente pela pecuária extensiva.

Tabela 9-Quantificação das classes de uso e cobertura da terra (km<sup>2</sup> e %) para os anos de 1986, 1999, 2006 e 2016.

Classes	1986		1999		2007		2016		Δ 1986 – 2016	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%						
Pastagem	558,51	40,09	607,14	43,58	699,22	50,19	562,65	40,39	4,14	0,74
Agricultura	50,08	3,59	29,28	2,10	49,91	3,58	7,81	0,56	-42,26	-84,39
Terra preparada para plantio	59,58	4,28	52,97	3,80	45,60	3,27	134,18	9,87	74,61	125,23
Banhado	217,03	15,58	190,81	13,70	139,64	10,02	137,57	9,63	-79,46	-36,61
Mata ciliar	139,14	9,99	91,34	6,56	116,07	8,33	119,00	8,54	-20,14	-14,48
Cerrado	88,16	6,33	91,59	6,57	82,76	5,94	79,62	5,72	-8,54	-9,69
Floresta estacional semidecidual	119,16	8,55	115,69	8,30	111,74	8,02	119,38	8,57	0,22	0,18
Campos gramíneos úmidos	131,99	9,47	175,11	12,57	129,77	9,32	208,36	14,96	76,36	57,85
Corpos d'água	2,21	0,16	2,82	0,20	3,23	0,23	4,16	0,30	1,95	88,05
Solo exposto	27,26	1,96	36,38	2,61	15,20	1,09	20,40	1,46	-6,86	-25,15
<b>Total</b>	<b>1393,13</b>	<b>100</b>	<b>1393,13</b>	<b>100</b>	<b>1393,13</b>	<b>100</b>	<b>1393,13</b>	<b>100</b>		

Em 1986, a área de pastagem ocupava 40,09% da bacia, aumentando para 43,58% em 1999 (Figura 16). Durante duas décadas (1986-2007) ocorreu uma expansão das áreas de pastagem na região. Com esse aumento gradativo em 2007 a área com pastagem atingiu 50,19% da bacia. Em contrapartida, ocorreu uma redução da vegetação nativa decorrente da conversão em pastagem. Uma explicação para esse crescimento foi o aumento das áreas de pastagem plantada no Estado, em decorrência do crescimento do rebanho bovino no período 1986–2007, segundo o IBGE (2019). Nesse período o número de cabeças de gado aumentou de 16 para 22 milhões.

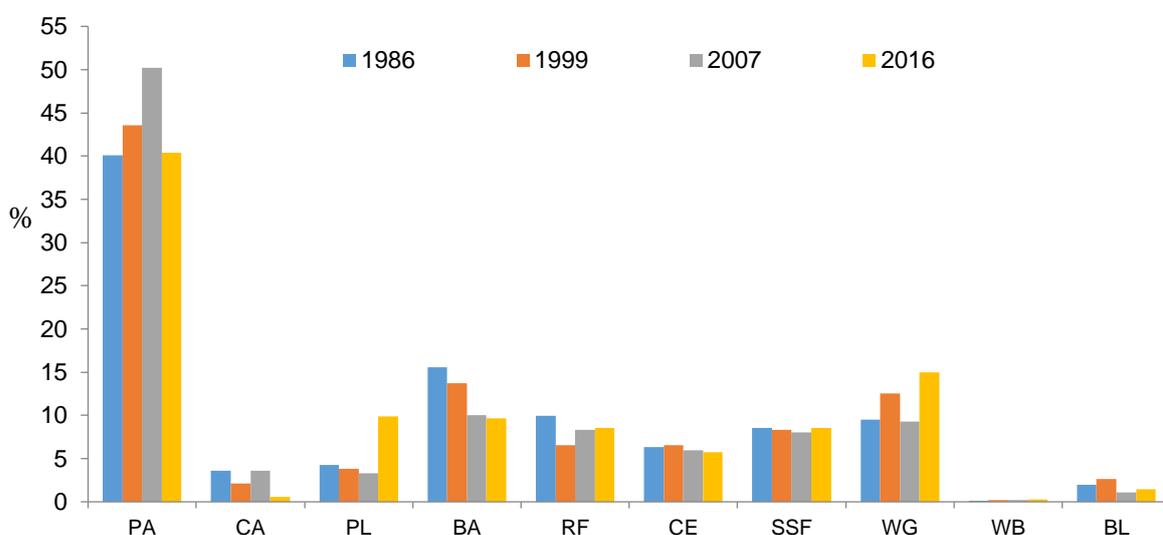


Figura 16- Distribuição das classes (%) para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016 na bacia do Rio da Prata. PA = Pastagem, CA = Agricultura, PL = Terra preparada para plantio, BA = *Banhado*, RF = Mata ciliar, CE = Cerrado, SSF = Floresta estacional semidecidual, WG = Campo gramíneos úmidos, WB = Corpos d'água, BL = Solo exposto.

Estudos no Bioma Cerrado mostram uma mudança na temperatura em escala regional de aproximadamente 1.55 °C, devido mudanças da cobertura vegetal natural para sucessão agrícola e/ou pastagem, que influenciam nos valores de albedo e evapotranspiração regional, causando um aquecimento médio nessa região (LAPOLA et al., 2013; LOARIE et al., 2011). As mudanças ocorridas nas últimas décadas no uso e cobertura da terra na bacia do Rio da Prata, como, desmatamento da mata ciliar e do cerrado (Figura 17), para aumentar as áreas de pastagem plantadas ou espécies exóticas, e mais recentemente, por *commodities* agrícolas, também pode causar alterações no clima local e influenciar a distribuição de espécies da flora e fauna na região.

Entre os anos de 1986 e 1999, as áreas que mais sofreram transformações foram as áreas ocupadas com mata ciliar (17,26km<sup>2</sup>) e cerrado (12,81 km<sup>2</sup>), devido ao crescimento das áreas de pastagens. Na proporção em que a pastagem foi se expandido em virtude do crescimento da pecuária (1986–2007), período de maior impacto na vegetação nativa (Figura 17), foi identificada redução de áreas de *banhado* (46,17 km<sup>2</sup>), cerrado (23,46 km<sup>2</sup>), mata ciliar (21,19 km<sup>2</sup>), floresta estacional semidecidual (7,23 km<sup>2</sup>) e campos gramíneos úmidos (5,54 km<sup>2</sup>), totalizando 103,59 km<sup>2</sup> de vegetação nativa substituída por pastagem nesse período.

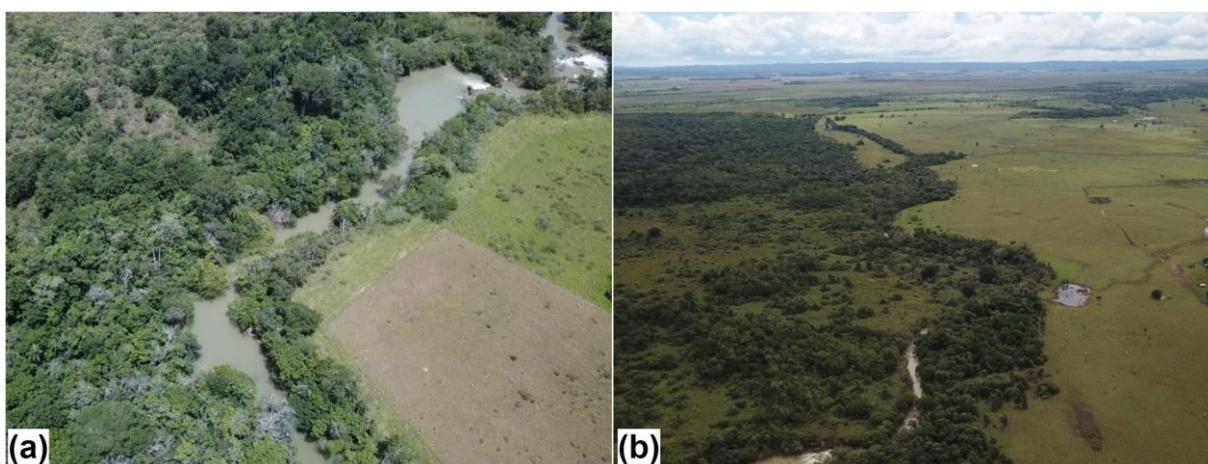


Figura 17- Fotografias aéreas da área de estudo: (a) áreas de preservação permanente em 21/06/2018, e (b) substituição do cerrado por pastagem plantada em 21/06/2018. Fotos: Instituto Homem Pantaneiro (IHP).

Em 2016, a classe agricultura não seguiu a tendência de crescimento identificada nos anos anteriores (Tabela 8), decrescendo 84,35% (49,91 km<sup>2</sup> em 2007 para 7,81 km<sup>2</sup> em 2016). Em contrapartida, nesse mesmo período a mudança de áreas de terra preparada para plantio para agricultura foi 125,23% (45,60 km<sup>2</sup> para 134,18 km<sup>2</sup>). Essa mudança se deve a transição das áreas de agricultura para terra preparada para plantio, explicada pela diferença entre tempo de colheita e preparo da terra para um novo plantio nos anos de 2007 e 2016.

Ao comparar o crescimento das áreas agrícolas (plantadas e terras preparadas para plantio) com a pastagem entre os anos de 1986 e 2007, nota-se que as duas primeiras classes não tiveram um crescimento expressivo (Tabela 6). No entanto, a transição aconteceu a noroeste e sudoeste da área de estudo, onde são encontradas as principais nascentes (Figura 18a) e o *banhado* (Figura 18b), justamente nas regiões consideradas as mais importantes da bacia do Rio da Prata. Entre os anos de 1986 e 1999, as áreas agrícolas avançaram 16,30 km<sup>2</sup> no *banhado*, enquanto a pastagem 6,23 km<sup>2</sup>. Quando analisamos as mudanças nos 30 anos (Tabela

5), a área convertida do *banhado* em pastagem e áreas agrícolas é bem parecida, 32,16 e 30,23 km<sup>2</sup>, respectivamente.

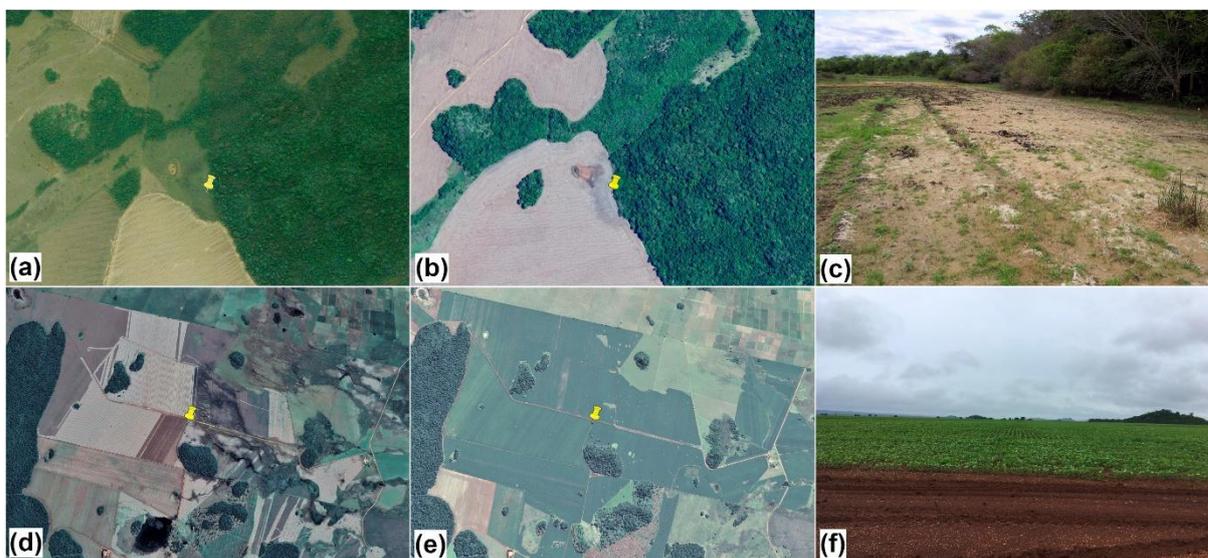


Figura 18- As imagens de satélite de alta resolução do *Google Earth*® datadas de 2007 (a) e 2018 (b) mostram o avanço da agricultura em uma área próxima a uma nascente e planície de inundação do Rio do Prata. Também é possível observar nas Figuras (d) e (e) a ocupação das lavouras no *banhado* e nos canais de drenagem em 2017 e 2018. Além disso, foram observadas essas mudanças *in situ* em trabalhos de campo realizados nos anos de 2015 (c) e 2018 (f). Fotos: arquivo pessoal.

Grecchi et al. (2014), ao estudarem os impactos da expansão da agricultura em uma região do bioma Cerrado no estado de Mato Grosso entre os anos de 1985 e 2005, encontraram resultados que comprovam a tendência nas mudanças no uso e cobertura da terra, principalmente devido à expansão das lavouras anuais. As mudanças resultaram em uma considerável diminuição da vegetação natural e provocou erosão do solo. Outro resultado semelhante ao encontrado para a área de estudo foi obtido por Beuchle et al. (2015), em estudo das mudanças ocorridas no bioma Cerrado e Caatinga, quando identificaram uma perda líquida contínua de vegetação para ambos os biomas durante as duas décadas de avaliação (1990 e 2010). Entretanto, a taxa média anual de variação foi maior no Cerrado (0,6% ano) do que na Caatinga (0,3% ano).

O relevo e solos da região são propícios e favorecem a expansão da pastagem plantada e cultura agrícolas na área do *banhado* (Figura 19). Um fator agravante foi drenagem do *banhado*, que destrói o recurso hídrico, altera a florística (POTT et al., 2019) e causa turbidez no rio (CUNHA et al., 2021; SCREMIN-DIAS et al., 2018). De modo geral, predomina relevo

plano com ocorrência de Nitossolos Vermelhos, Latossolos Vermelhos e Gleissolos Háplicos, todos caracterizados pela grande concentração de argila (textura do tipo argilosa e muito argilosa); o primeiro tem boa aptidão agrícola para lavouras e os outros dois para uso agropastoril (SANTOS et al., 2013).

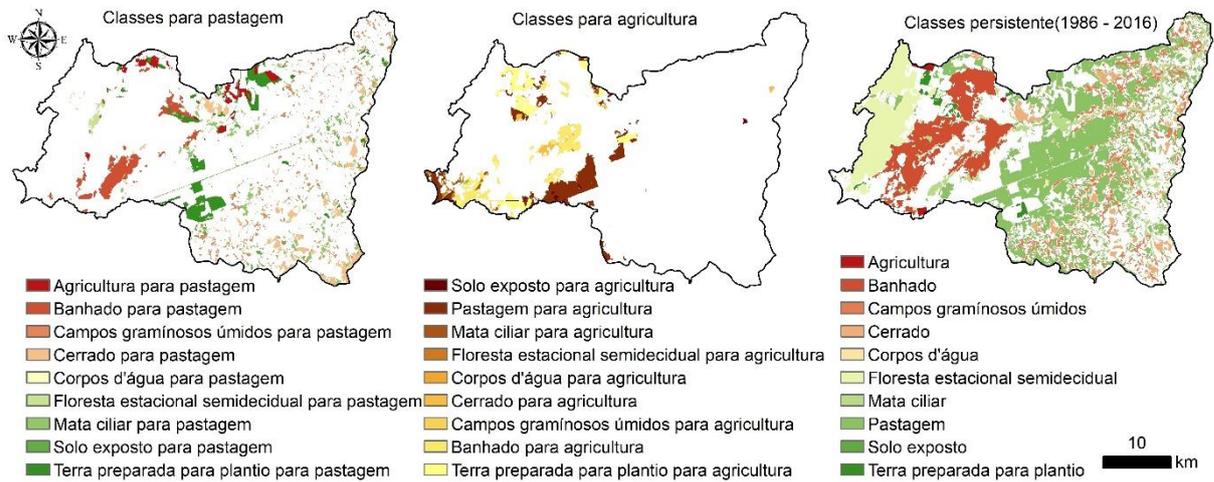


Figura 19- Mapa de transição para pastagem e agricultura, e persistência do uso e cobertura da terra entre 1986–2016.

Os Gleissolos Háplicos, que ocupam quase metade da área do *banhado*, apresentam, no entanto, limitações para uso agrícola. Por estarem permanente ou periodicamente saturados por água, essas áreas apresentam baixa fertilidade e impedimento à mecanização, e por serem regiões úmidas, não é recomendada a utilização para atividades agrícolas, sobretudo nas áreas que estão intactas e nas nascentes dos cursos d'água. O ambiente onde se encontram esses solos é muito importante do ponto de vista da conservação dos recursos hídricos. A drenagem dessas áreas pode comprometer o reservatório hídrico, uma vez que a manutenção das várzeas é de suma importância para a perenização dos cursos d'água da bacia (SANTOS et al., 2018).

Uma relevante mudança no histórico da região ocorreu entre os anos de 2007 e 2016 (Tabela 9). Nesse período, uma área de 63,25km<sup>2</sup> de pastagem foi convertida em terras agrícolas em pousio. Essa transição segue a tendência do Estado de Mato Grosso do Sul que teve a partir de 2007 uma desaceleração no crescimento do rebanho bovino. No entanto, entre 2007 e 2014 a produção de grãos (soja, milho, arroz, feijão, sorgo, trigo e aveia) teve um aumento de 76% (BRASIL, 2018). Além disso, de acordo com relatórios da Associação dos Produtores de Soja de Mato Grosso do Sul -APROSOJA-MS (2016) as áreas plantadas de soja e milho somadas nos municípios de Bonito e Jardim entre 2010 e 2016 tiveram um crescimento expressivo de

166% e 417%, respectivamente. Em 2009, a área de soja plantada em Bonito saltou de 132,50 km<sup>2</sup> para 370 km<sup>2</sup> em 2016, e em Jardim passou de 42,50 km<sup>2</sup> para 95 km<sup>2</sup>. Nesse mesmo período o aumento mais significativo foi na expansão das lavouras de milho. Somente em Bonito o aumento foi de 460%, passando de 62,50 km<sup>2</sup> para 350 km<sup>2</sup>. Em Jardim, o crescimento foi de 298%, onde a área cultivada de milho cresceu de 22,50 km<sup>2</sup> para 89,50 km<sup>2</sup>.

Tabela 10- Mudanças líquidas para agricultura, terra preparada para plantio e pastagem.

Contribuição para mudança em (km <sup>2</sup> )	1986-1999			1986-2007			1986-2016			2007-2016		
	PA	AG	FAL	PA	AG	FAL	PA	AG	FAL	PA	AG	FAL
Agricultura (AG)	9,21	0	11,69	14,37	0	8,77	13,34	0	28,36	3,29	0	16,57
Corpos d'água (WB)	-0,76	-0,06	-0,02	-0,55	-0,03	0,03	-1,25	-0,13	0,03	-0,88	-0,04	-0,21
Mata ciliar (RF)	17,26	0,28	1,48	21,19	-0,08	1,17	8,42	-0,04	2,6	-11,84	0	0,97
Solo exposto (BL)	-4,54	-0,25	-0,44	9,54	-0,02	-0,24	0,19	0	1,64	-6,3	0,04	0,63
Floresta estacional semidecidual (TSF)	5,78	-0,01	1,22	7,23	0,48	2,15	-1,51	-0,64	4,38	-8,19	0,16	-0,07
Pastagem (PA)	0	-9,21	-34,6	0	-14,37	-37,67	0	-13,34	6,05	0	-3,29	63,25
Banhado (BA)	6,23	0,14	16,16	46,17	1,58	10,23	32,16	0,38	29,85	-2,45	-0,31	7,47
Cerrado CE	12,81	0,11	0,03	23,46	0,01	0,34	18,42	0,15	4,31	0,15	0,03	1,6
Campos gramíneos úmidos (SG)	-31,74	-0,1	-2,13	5,54	-0,05	-1,61	-59,36	-0,28	-2,61	-70,77	-1,04	1,25
Terra preparada para plantio (FAL)	34,6	-11,69	0	37,67	-8,77	0	-6,05	-28,36	0	-63,25	-16,57	0

Um resultado positivo quanto às mudanças no LULC na bacia hidrográfica do Rio da Prata foi que áreas de floresta estacional semidecidual se mantiveram praticamente intactas, variando apenas 0,18% (Tabela 9) ao longo dos 30 anos. Pott e Pott (2003) alertam que essa vegetação localizada na Serra da Bodoquena é uma das últimas regiões onde encontram remanescentes de floresta estacional semidecidual de grande extensão, com qualidade preservada. Nessa perspectiva, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) incluiu a Serra da Bodoquena sob o Domínio de Mata Atlântica a partir de uma estratégia política de setores ambientalistas brasileiros para a proteção desses remanescentes florestais. A identificação e a preservação dessas fisionomias integraram o plano de ação para a Mata Atlântica, tendo incluído as florestas estacionais decíduais e semidecíduais de Mato Grosso do Sul sob Domínio de Mata Atlântica.

## 7.2 Validação do modelo CA-Markov

A verificação de concordância e discordância baseada na capacidade de especificar com precisão a quantidade e alocação entre mapa simulado e o mapa de referência pode ser observada na Figura 20. Os resultados demonstraram que 53,22% das simulações das mudanças de uso e cobertura da terra foram alocadas corretamente, e 18,21% das mudanças foram produzidas corretamente. Os componentes de discordância de qualidade e localização juntos

obtiveram um valor inferior a 19,40%. De acordo com os critérios de Landis and Koch (1977) o modelo teve desempenho “substancial”, em virtude dos valores obtidos para *Standard Kappa* ( $\kappa_{standard}$ ) = 0,73, *kappa for no information* ( $\kappa_{no}$ ) = 0,79 e *kappa for grid-cell level location* ( $\kappa_{location}$ ) = 0,85. Os presentes resultados alcançados em nosso estudo corroboram com recentes resultados (ex.: PALMATE et al., 2017; MONDAL et al., 2016) e comprovam a capacidade do modelo CA-Markov na simulação de cenários futuros de uso e cobertura da terra

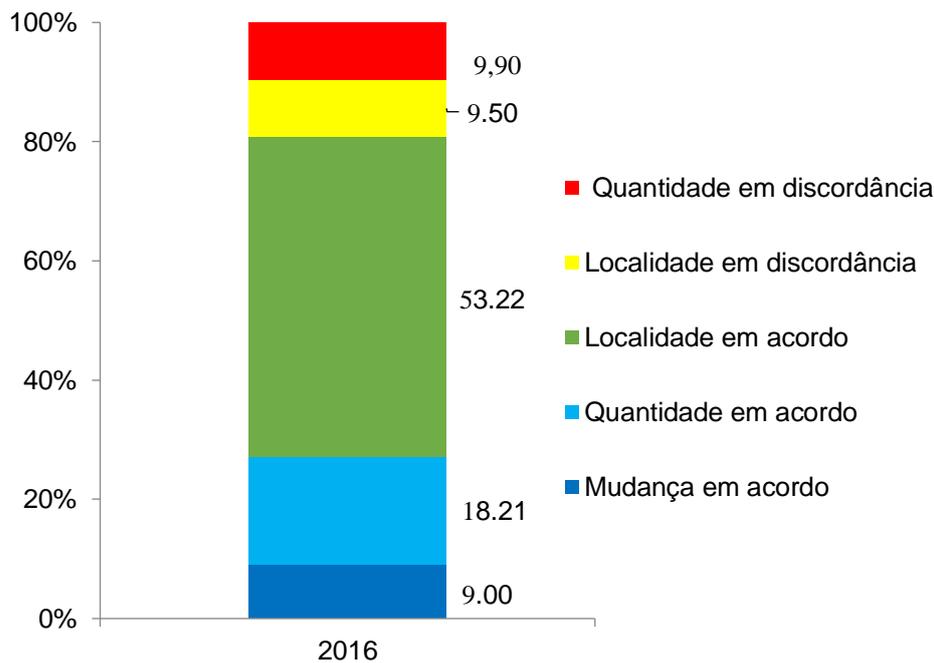


Figura 20- Comparação do mapa simulado e o mapa de referência.

### 7.3 Análise da transição das mudanças de uso e cobertura da terra

As probabilidades de transições das classes de uso e cobertura da terra para o período de 1986 a 2050 estão discriminadas na Tabela 11. Ao analisarmos os valores da matriz de probabilidade de transição ao longo das últimas três décadas, constatamos que o processo de transformações na região foi dinâmico e intenso, em decorrência da expansão da pecuária e agricultura.

Os resultados mostraram que entre os anos 1986 e 1999 a mata ciliar (dentre as vegetações nativas) teve a maior probabilidade de sofrer transição, em seguida, o cerrado e os campos gramíneos úmidos, todos com valores inferiores a 0,65 (Tabela 11). Nesse período, a

floresta estacional semidecidual e o *banhado* obtiveram os maiores valores de persistência 0,9302 e 0,8683, respectivamente. O valor elevado de persistência da floresta estacional semidecidual é devido sua localização na Serra da Bodoquena, uma região caracterizada por um relevo fortemente ondulado, o que dificulta a atividade mecanizada e conseqüentemente a transição em pastagem e/ou áreas agrícolas. Com relação a persistência do *banhado* a agricultura ainda estava iniciando o processo de implementação na região, não influenciando nas transições dessa classe.

Os resultados obtidos mostraram que a pastagem nesse período apresentou um valor de 0,7980, enquanto a agricultura e terras agrícolas em pousio atingiram apenas 0,3010 e 0,0238, respectivamente. A diferença de 0,4970 e 0,7742 comprova o predomínio da pastagem no uso do solo entre os anos de 1986 e 1999.

Tabela 11-Matriz de probabilidade de transição do LULC para o ano de 2007 (1986 - 1999), 2016 (1999 - 2007) e 2050 (1999 - 2007).

Classes	ano	Probabilidade de mudança para									
		AG	WB	RF	BL	TSF	PA	BA	CE	SG	FAL
Agricultura (AG)	2007	<b>0,3010</b>	0,0007	0,0005	0,0000	0,0075	0,1455	0,0111	0,0000	0,0000	0,5337
	2016	<b>0,4171</b>	0,0000	0,0000	0,0083	0,0243	0,3972	0,0873	0,0004	0,0007	0,0647
	2050	<b>0,0428</b>	0,0033	0,0191	0,0061	0,0410	0,3512	0,0544	0,0076	0,0520	0,4223
Corpos d'água (WB)	2007	0,0000	<b>0,6617</b>	0,0000	0,0143	0,0000	0,0501	0,1741	0,0121	0,0751	0,0126
	2016	0,0400	<b>0,5325</b>	0,0047	0,0223	0,0000	0,2323	0,0124	0,0139	0,1242	0,0178
	2050	0,0047	<b>0,4230</b>	0,0373	0,0112	0,0161	0,2342	0,0200	0,0397	0,1229	0,0909
Mata ciliar (RF)	2007	0,0013	0,0006	<b>0,5310</b>	0,0170	0,0000	0,1307	0,0360	0,1480	0,1225	0,0130
	2016	0,0000	0,0003	<b>0,6541</b>	0,0040	0,0000	0,1867	0,0291	0,0536	0,0685	0,0037
	2050	0,0021	0,0010	<b>0,4683</b>	0,0094	0,0032	0,1945	0,0452	0,0605	0,1812	0,0346
Solo exposto (BL)	2007	0,0000	0,0043	0,0435	<b>0,3059</b>	0,0000	0,4701	0,0000	0,0229	0,1350	0,0183
	2016	0,0074	0,0018	0,0944	<b>0,0460</b>	0,0000	0,6467	0,0000	0,0457	0,1503	0,0077
	2050	0,0034	0,0034	0,0951	<b>0,0330</b>	0,0069	0,4618	0,0062	0,0802	0,2486	0,0613
Floresta estacional semidecidual (TSF)	2007	0,0024	0,0001	0,0000	0,0000	<b>0,9392</b>	0,0439	0,0026	0,0000	0,0009	0,0109
	2016	0,0016	0,0001	0,0000	0,0001	<b>0,9090</b>	0,0513	0,0066	0,0137	0,0059	0,0117
	2050	0,0018	0,0013	0,0037	0,0007	<b>0,8712</b>	0,0475	0,0198	0,0196	0,0044	0,0300
Pastagem (PA)	2007	0,0120	0,0013	0,0136	0,0299	0,0031	<b>0,7980</b>	0,0029	0,0246	0,1009	0,0138
	2016	0,0524	0,0009	0,0272	0,0119	0,0043	<b>0,7864</b>	0,0093	0,0176	0,0735	0,0167
	2050	0,0083	0,0031	0,0583	0,0170	0,0247	<b>0,5533</b>	0,0123	0,0303	0,1692	0,1234
<i>Banhado</i> (BA)	2007	0,0000	0,0002	0,0335	0,0000	0,0092	0,0000	<b>0,8683</b>	0,0030	0,0013	0,0844
	2016	0,0214	0,0028	0,0679	0,0004	0,0040	0,2274	<b>0,6093</b>	0,0115	0,0078	0,0474
	2050	0,0094	0,0025	0,0914	0,0034	0,0127	0,2134	<b>0,4414</b>	0,0104	0,0426	0,1728
Cerrado (CE)	2007	0,0000	0,0000	0,0297	0,0092	0,0113	0,2895	0,0336	<b>0,6072</b>	0,0194	0,0000
	2016	0,0000	0,0002	0,0729	0,0099	0,0029	0,2729	0,0000	<b>0,5811</b>	0,0501	0,0101
	2050	0,0020	0,0014	0,0993	0,0170	0,0044	0,3525	0,0051	<b>0,3464</b>	0,1311	0,0408
Campos gramíneos úmidos (SG)	2007	0,0000	0,0006	0,0582	0,0444	0,0000	0,2189	0,0000	0,0318	<b>0,6461</b>	0,0000
	2016	0,0013	0,0034	0,1186	0,0138	0,0011	0,4891	0,0000	0,0393	<b>0,3209</b>	0,0124
	2050	0,0035	0,0042	0,1414	0,0157	0,0055	0,3420	0,0060	0,0542	<b>0,3870</b>	0,0404
Terra preparada para plantio (FAL)	2007	0,1766	0,0006	0,0000	0,0054	0,0021	0,7631	0,0284	0,0000	0,0000	<b>0,0238</b>
	2016	0,0954	0,0003	0,0080	0,0040	0,0287	0,4314	0,0663	0,0007	0,0233	<b>0,3419</b>
	2050	0,0514	0,0037	0,0182	0,0047	0,0591	0,3028	0,0236	0,0067	0,0389	<b>0,4908</b>

Pode-se notar que entre os anos de 1999 e 2007 a mata ciliar teve uma melhora de 0,1231 (12,4%) no valor de probabilidade de persistência. No entanto, os campos gramíneos úmidos, *banhado* e cerrado sofreram redução nos valores de probabilidade de permanência, quando

comparadas com o período anterior (Tabela 11). A floresta estacional semidecidual manteve sua estabilidade, apresentando um valor de persistência elevado, superior a 0,90. Nesse período, a agricultura e as terras preparada para plantio aumentaram a probabilidade de não sofrerem transições, consolidando cada vez mais suas áreas.

As transições de mata ciliar, cerrado e campos gramíneos úmidos para pastagem apresentaram os pesos mais elevados para o mapa de potencial de transição. Para o mapa de potencial de transição da agricultura e terra preparada para plantio as transições de *banhado* para agricultura, pastagem para agricultura, *banhado* para terra preparada para plantio, pastagem para terra preparada para plantio, solos (aptidão agrícola) e canal artificial de drenagem alcançaram os maiores pesos. Por outro lado, os fatores estradas, rede de drenagem e limite de fazenda obtiveram pesos menores no potencial de transição. Assim, as transições com maiores pesos apresentaram efeito mais significativo nas alocações espaciais da pastagem e áreas agrícolas, influenciando a quantidade e localização das mudanças nos mapas simulados de uso e cobertura da terra na bacia do Rio da Prata.

#### **7.4 Cenários futuros**

Os cenários futuros de uso e cobertura da terra para os anos de 2033, 2050, 2080 e 2100 podem ser observados na Figura 21. A Tabela 12 mostra o aumento das áreas de agricultura (39,32%) e terras preparadas para plantio (19,72%), que aumentaram de 12,18 km<sup>2</sup> para 16,96 km<sup>2</sup> e de 166,27 km<sup>2</sup> para 199,05 km<sup>2</sup>, respectivamente. Por outro lado, a pastagem teve uma redução de 4,97%, o que corresponde a uma área de 26,65 km<sup>2</sup>. A expansão das áreas agrícolas e redução da pastagem seguiram a atual tendência do uso e ocupação da terra na região.

Os resultados das simulações mostraram que as áreas agrícolas tendem a aumentar entre 2033 e 2100 (178,45 km<sup>2</sup> para 216,01 km<sup>2</sup>). Em relação ao ano de 2016, esses valores correspondem a um aumento de 23% e 49%, respectivamente. Esses resultados revelam a necessidade de uma maior atenção dos órgãos de fiscalização ambiental como: IBAMA, Instituto de Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul (Imasul) e Polícia Militar Ambiental (PMA) quanto a expansão das atividades agrícolas na região, visando fiscalizar as condutas daqueles que se apresentem como potenciais ou efetivos poluidores e utilizadores dos recursos naturais, de forma a garantir a preservação do meio ambiente para a coletividade.

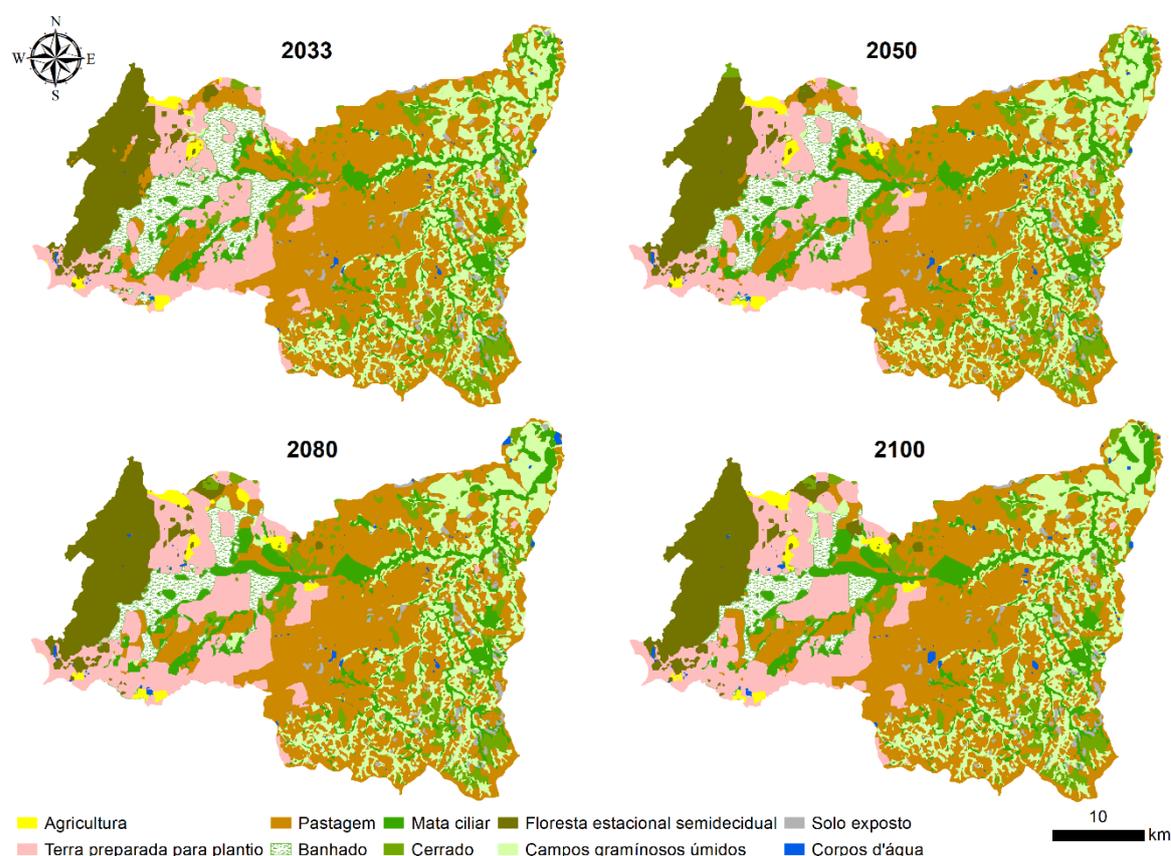


Figura 21- Cenários de uso e cobertura da terra baseados no modelo CA- Markov para os anos de 2033, 2050, 2080 e 2100.

Tabela 12-Classes de uso e cobertura da terra para os anos de 2033, 2050, 2080 e 2100 (km<sup>2</sup> e %).

Classes	2033		2050		2080		2100		Δ 2033 -2100	
	km <sup>2</sup>	%								
Pastagem	536,38	38,50	523,36	37,57	512,71	36,80	509,73	36,59	-26,65	-4,97
Agricultura	12,18	0,87	14,61	1,05	16,69	1,20	16,96	1,22	4,79	39,32
Terra preparada para plantio	166,27	11,93	183,36	13,16	196,28	14,09	199,05	14,29	32,78	19,72
Banhado	103,45	7,43	81,14	5,82	59,87	4,30	52,82	3,79	-50,63	-48,94
Mata ciliar	134,97	9,69	143,66	10,31	149,70	10,75	150,69	10,82	15,72	11,65
Cerrado	71,09	5,10	69,69	5,00	67,43	4,84	66,79	4,79	-4,29	-6,04
Floresta estacional semidecidual	125,80	9,03	129,41	9,29	139,26	10,00	145,49	10,44	19,70	15,66
Campos gramíneos úmidos	221,18	15,88	226,12	16,23	227,59	16,34	227,86	16,36	6,68	3,02
Corpos d'água	3,99	0,29	4,45	0,32	6,47	0,46	6,73	0,48	2,74	68,77
Solo exposto	17,84	1,28	17,34	1,24	17,15	1,23	17,00	1,22	-0,84	-4,69
Total	1393,13	100	1393,13	100	1393,13	100	1393,13	100		

Além disso, ao observar a distribuição espacial das classes de uso e cobertura da terra é possível notar que as atividades agrícolas tendem a expandir para as regiões sudoeste, centro-oeste, noroeste da área de estudo, principalmente nas áreas de *banhado*. O atual avanço das terras agrícolas (Figura 22) é um cenário preocupante para a região do *banhado*. Estima-se que

sua área em 2033 seja de 103,45 km<sup>2</sup>, e reduzida a apenas 52,52 km<sup>2</sup> até o ano de 2100 (Tabela 12), uma perda de 60,62% em relação ao ano de 2016.



Figura 22- A expansão das áreas de culturas agrícolas na região aponta para um cenário futuro preocupante para o *banhado* do Rio da Prata. Foto tirada em 21/06/2018 por Instituto Homem Pantaneiro (IHP).

O *banhado* é considerado uma das regiões mais importantes da bacia do Rio da Prata, pois desempenha um importante papel ambiental, funcionando como filtro de sedimentos, que associada ao leito de calcário garante a transparência e a qualidade da água (SCREMIN-DIAS et al., 2018; ECOA, 2016). Visando a conservação dessa área úmida, desde 2016, ocorre um embate entre ambientalistas, gestores públicos e proprietários rurais devido a uma proposta de criação de uma unidade de conservação (UC), Refúgio de Vida Silvestre do *banhado* do Rio da Prata. Essa UC foi criada na área do *banhado* como uma estratégia para proteger o ecossistema singular desse ambiente natural, uma vez que sua manutenção é essencial para a integridade ecológica dessa unidade. Seu objetivo é preservar as áreas úmidas e garantir condições para a existência ou reprodução de espécies ou comunidades da flora e fauna residente e/ou migratória na região. Ainda de acordo com o Código Florestal Brasileiro (2012) essas áreas úmidas (denominadas pantanais) tem uma legislação específica, sendo permitida apenas a exploração ecologicamente sustentável, devendo-se considerar as recomendações técnicas dos órgãos oficiais de pesquisa.

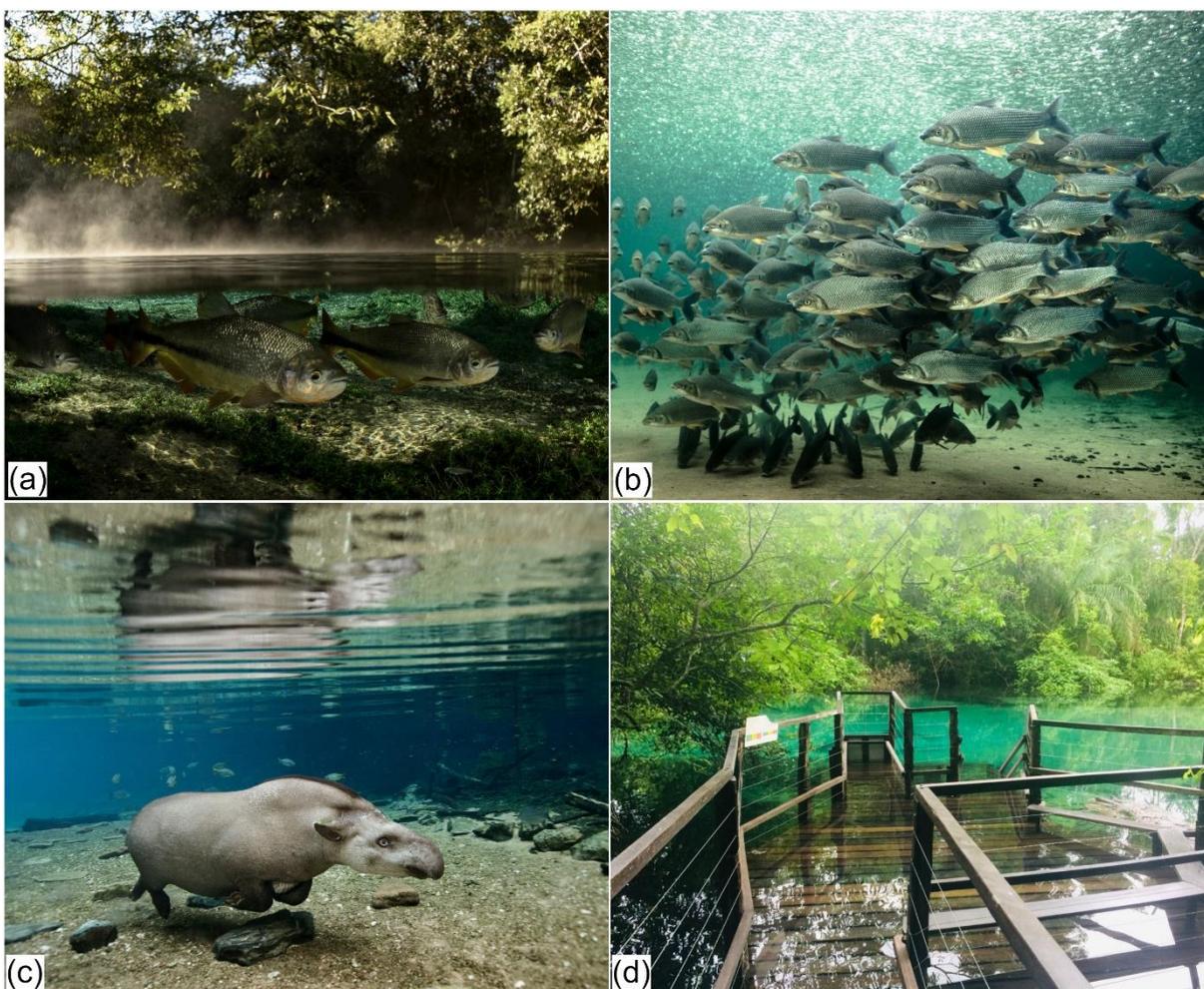


Figura 23- Importância da qualidade ambiental do Rio da Prata para preservação da fauna, flora e biodiversidade aquática. Na Figura (a) Cardume de peixes conhecidos como Piraputanga, (b) Cardume de peixe conhecidos como Curimbata, (c) Uma Anta mergulhando nas águas transparentes do Rio da Prata, conhecida como o maior herbívoro da América do Sul e considerada como vulnerável ao desaparecimento segundo a *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) e (d) Aumento do nível das águas do Rio Olho D'Água em dias de chuvas, no entanto, a transparência do rio permanece intacta devido a preservação da vegetação ciliar. Fotos: (a), (b) e (c) Luciano Candinasi e (d) Recanto Ecológico do Rio da Prata, Luciano Candisani.

A análise da simulação para as vegetações nativas florestais (floresta estacional semidecidual e mata ciliar) mostra um cenário positivo, uma vez que a tendência é o aumento de suas áreas com o passar dos anos. Entre os anos de 2033 e 2100, a floresta estacional semidecidual aumenta de 125,80 km<sup>2</sup> para 145,49 km<sup>2</sup>, a mata ciliar passa de 134,97 km<sup>2</sup> para 150,69 km<sup>2</sup>, totalizando um crescimento 27,31%. No entanto, a previsão é que o cerrado reduza em 6,04%. Mello et al. (2018) ressaltam a importância da vegetação nativa florestal,

considerando como a mais importante para manter a qualidade da água (menor concentração de poluentes) em bacias hidrográficas agrícolas. Além disso, tem influência na redução de sedimentos, nutrientes e carga de coliformes no rio. A conversão da vegetação nativa florestal em áreas de agropecuária tem influência não apenas na qualidade da água, como também podem perturbar o balanço natural do carbono e nutrientes (NÓBREGA et al., 2018) e reduzir a biodiversidade regional.

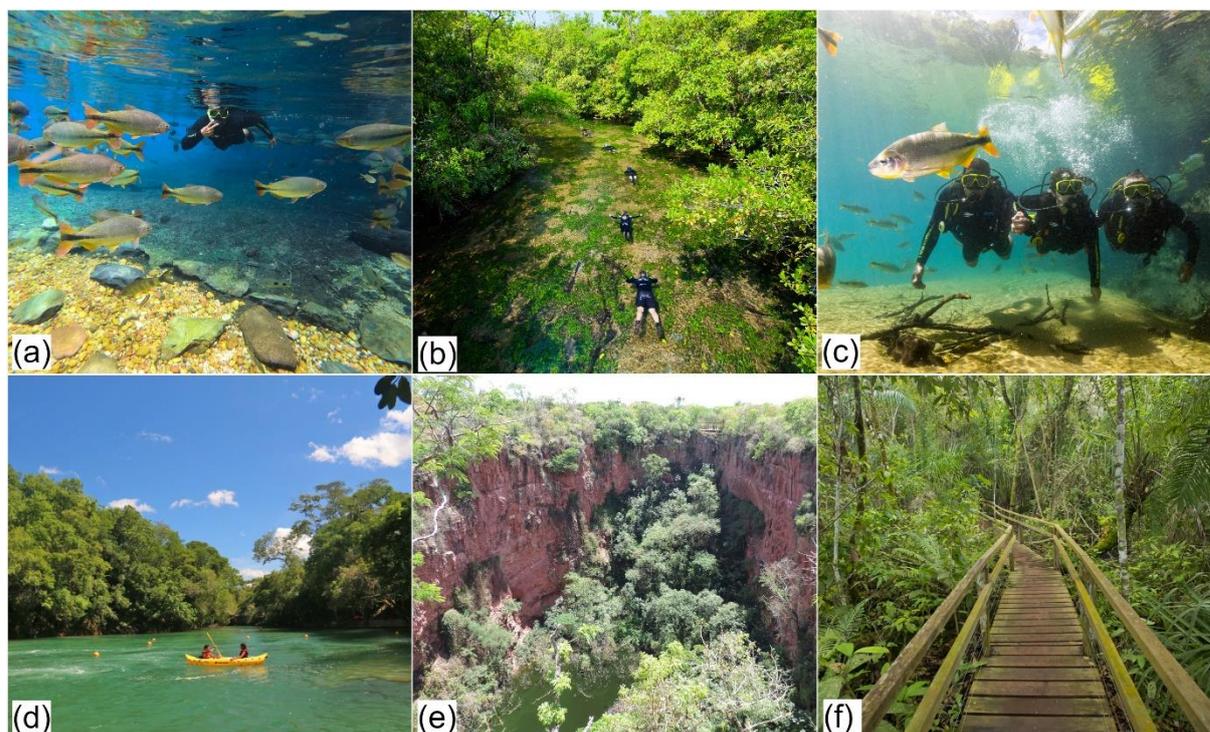


Figura 24- Atividades de ecoturismo desenvolvidas na região do Rio da Prata: (a) flutuação no Rio da Prata (b) flutuação no Rio Olho D'Água, (c) mergulho com cilindro no Rio da Prata, (d) canoagem, (e) contemplação da fauna e flora na dolina Buraco das Araras e (f) trilhas ecológicas na RPPN Cabeceira do Prata. Fotos: Photos (a) Fernando Maidana, (b) e (c) Daniel De Granville, (d) Jardim EcoPark, (e) Arquivo pessoal e (f) Hudson Garcia.

As atividades turísticas desenvolvidas no Rio da Prata estão relacionadas diretamente a grande biodiversidade e a qualidade da água (Figura 23). No entanto, a substituição da vegetação nativa para áreas agrícolas, principalmente na área do *banhado*, pode influenciar no ecoturismo na região (Figura 24), promovendo impactos no setor econômico das cidades de Bonito e Jardim. A importância do turismo para essa região analisando os impactos deste setor na economia; por exemplo, esse setor foi responsável por mais da metade dos empregos formais gerados no município de Bonito em 2016, segundo dados do Cadastro Geral dos Empregados e Desempregados (MTE, 2019). No mesmo período, a cidade recebeu cerca de 212,817 turistas,

4,17% a mais do que em 2015, o que gerou uma receita de aproximadamente R\$ 323 milhões (BONITO, 2017). Para a cidade de Jardim, os impactos do setor turístico também influenciam negativamente porque o turismo também é uma importante fonte de recursos desse município e a preservação da biodiversidade é essencial para o complexo turístico da região (FECOMÉRCIO, 2018).

A preservação dos recursos hídricos, da fauna, flora e geodiversidade é fundamental para a continuidade dessas atividades. Portanto, é crucial a cooperação entre os setores governamentais, institutos de pesquisa, universidades públicas e iniciativa privada, tendo em vista criar ações com planejamento e gestão integrada. A elaboração de diretrizes para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável pode ser o caminho para o equilíbrio entre a conservação ambiental, crescimento econômico e igualdade social na região.

Uma abordagem de agricultura sustentável deve utilizar os recursos naturais de modo que eles possam regenerar sua capacidade produtiva e também minimizar os impactos nocivos sobre os ecossistemas além das fazendas (BRODT et al., 2011). Nesse sentido, a FAO (2017) alerta que o rápido crescimento da população, problemas crescentes de degradação da terra e maior reconhecimento dos custos ambientais associado à conversão de florestas e pastagens em terras agrícolas convergiram para aumentar a urgência de alcançar um crescimento sustentável da produtividade agrícola nas terras cultivadas existentes (JAYNE et al., 2019).

A expansão do setor agrícola aliado a conservação dos recursos naturais não é apenas um dos principais desafios para desenvolvimento sustentável na bacia do Rio da Prata, mas também é um ônus para os planos estratégicos futuros de uso e cobertura da terra. É sabido que para gestores públicos, órgãos ambientais e produtores rurais é uma questão complexa, pois aborda interesses distintos do ponto de vista agrônomo, ecológico, econômico e social. No entanto, os presentes resultados mostraram que a adoção de práticas conservacionistas em áreas agrícolas e uma fiscalização mais eficaz das regulamentações ambientais pelos órgãos públicos são essenciais para prevenir possíveis impactos negativos futuros com o crescimento das culturas agrícolas (milho/soja) na região.

Os resultados deste estudo corroboram com várias pesquisas realizadas em outros países, como o conduzido por Halmy et al. (2015) no deserto costeiro do Egito, onde a pressão exercida pelas mudanças no uso e cobertura da terra tem causado a deterioração da cobertura natural, e pode influenciar na disponibilidade futura de habitats para espécies importantes da

região. Gashaw et al. (2018) ao simularem cenários futuros também relataram uma tendência para o avanço das áreas cultivadas sobre as áreas de vegetação natural na bacia do Nilo Azul, Etiópia. Pandey e Khare (2017) previram cenários futuros com a degradação da vegetação natural devido a conversão em terras agrícolas e Padonou et al. (2017) também obtiveram resultados semelhantes na em *bowé* no Benin, Africa Ocidental. Silva et al. (2020) modelaram a mudança da cobertura da terra com base em uma rede neural artificial para uma bacia hidrográfica semiárida no nordeste do Brasil.

Em relação aos cenários futuros baseados na modelagem CA-Markov, eles forneceram informações valiosas sobre as mudanças do uso e cobertura da terra na área de estudo, alertando sobre a expansão da agricultura e seus impactos negativos sobre os ecossistemas da região, principalmente o *banhado*. Os resultados mostraram aumento das áreas de pastagens e agricultura nas últimas décadas, e os cenários futuros para 2033, 2050, 2080 e 2100 estimam redução significativa da cobertura vegetal e continuidade do crescimento dessas áreas no Bacia do Rio da Prata. Esses resultados são contrários aos obtidos por Jepson (2005), que revelou que houve uma regeneração da vegetação entre 1986 e 1999, a partir de análises com imagens de satélite de alta e média resolução espacial. No entanto, deve-se notar que nossos resultados representam mudanças no uso e cobertura da terra em um período de tempo mais longo do que aqueles analisados por esses autores. Assim, este estudo foi capaz de identificar a variabilidade do uso e cobertura da terra em diferentes períodos e retratar a maior ou menor eficácia da preservação ambiental no combate ao desmatamento e queimadas na região.

A supressão de áreas florestais, após muitos anos de regeneração vegetal, é um indicador quantitativo da expansão do setor agrícola em áreas que deveriam ser protegidas pelo Código Florestal Brasileiro (Brasil, 2012). Esse fenômeno ocorre ao mesmo tempo que as leis de proteção ambiental no Brasil ocorrida nos últimos anos devido à influência política da agricultura na economia e nas decisões políticas do país. A perda de áreas florestais vem ocorrendo em todas as regiões do Brasil, conforme apontado recentemente por Santos et al. (2020). Esses autores, relataram perdas da cobertura vegetal no semiárido brasileiro e revelaram que essa região vem sofrendo com o processo de fragmentação florestal nas últimas décadas.

Os resultados obtidos neste estudo podem ser utilizados como instrumento no planejamento e formulação de políticas locais de desenvolvimento econômico sustentável na bacia do Rio da Prata. Também podem contribuir para as discussões sobre os impactos do

desmatamento e chamar a atenção para um maior controle da preservação da biodiversidade da flora e da fauna do bioma Cerrado. Assim, este estudo mostrou as áreas dentro da bacia que sofrerão perdas de vegetação nativa, permitindo aos tomadores de decisão avaliar os prognósticos de mudanças no uso e cobertura da terra. A eficácia das políticas públicas na redução do desmatamento tem sido relatada como um indicador quantitativo chave da eficácia das medidas governamentais de proteção florestal. Desse modo, o modelo híbrido CA-Markov pode servir como um instrumento de suporte para tomadores de decisão, afim de melhorar os planos de gerenciamento de uso e cobertura da terra para equilibrar o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental (PALMATE et al., 2017; HALMY et al., 2015).

## **7.5 Fatores da RUSLE**

### **7.5.1 Erosividade (fator R)**

A média anual do fator R (Figura 25a) foi de 8596,36 MJ mm ha<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>. Esse valor de erosividade corrobora com os estimados para região por estudos prévios (ALMAGRO et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2013). Os menores valores foram observados a nordeste da bacia, enquanto os valores mais elevados ocorrem a sudeste e noroeste no Planalto da Bodoquena. Os valores elevados são resultados de efeitos orográficos que acontecem na Serra da Bodoquena, onde a elevação é superior a 450 m (Brasil, 1982). Segundo Zavatini (2009), essas chuvas são originadas pela combinação de fatores dinâmicos de baixa atmosfera, com a intensa participação sazonal e anual da massa de ar tropical continental somados aos fatores topogeomorfológicos. A distribuição espacial do fator R foi elaborada no software ArcGis 10.5 usando o método krigagem ordinária através do modelo Gaussiano. O modelo Gaussiano foi escolhido por apresentar o melhor resultado estatístico quando comparado aos modelos Circular, Esférico e Exponencial (Tabela 13). Outros estudos (MOGES, 2020; PANAGOS et al., 2017) também obtiveram um bom desempenho com esse modelo para interpolação da erosividade. Usamos o fator R para estimar as perdas de solo atuais e futuras.

Tabela 13-Índice estatístico dos modelos avaliados para interpolação da erosividade.

Índices estatísticos	Modelos matemáticos teóricos transitivos			
	Circular	Esférico	Exponencial	Gaussiano
Média	0,84	1,06	1,48	2,95
Raiz do erro quadrático médio	40,36	40,75	48,61	43,55
Erro médio padrão	100,70	102,97	126,80	18,18

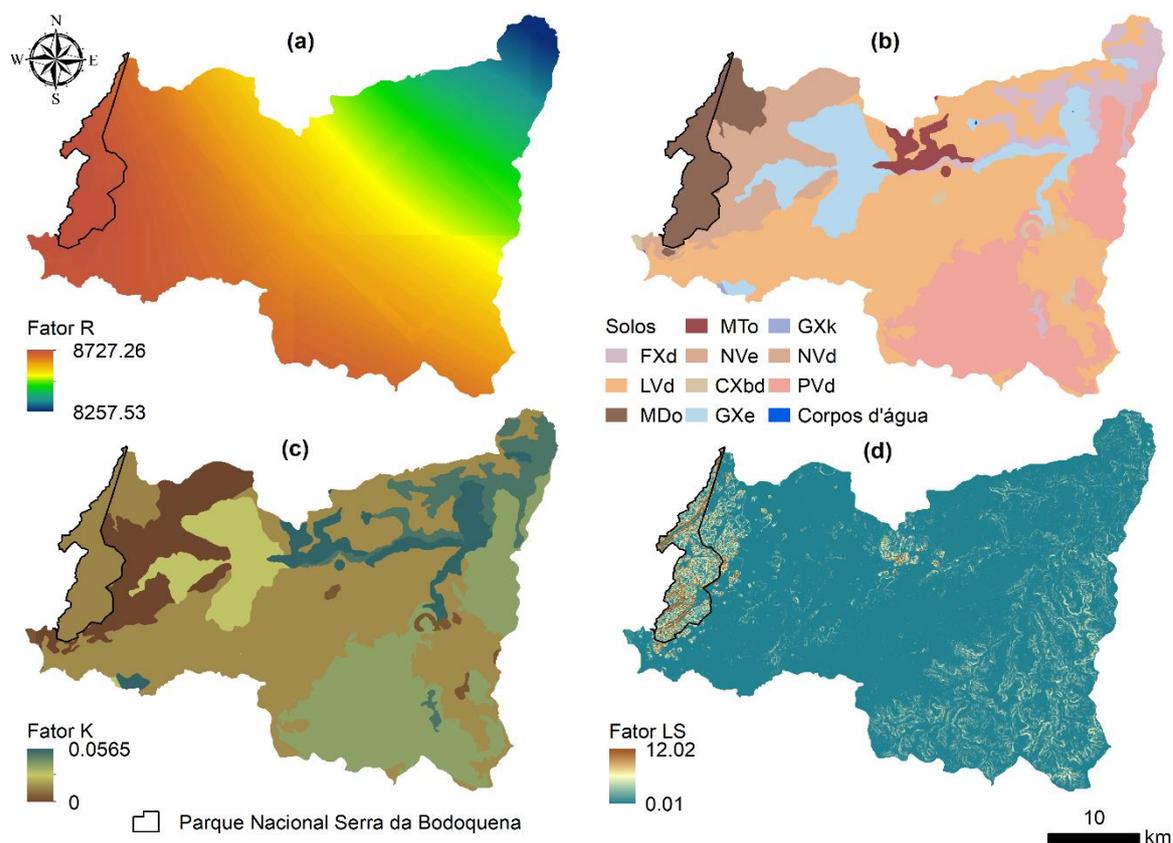


Figura 25- Mapa dos fatores usados na RUSLE (a) erosividade (b) solos, (c) erodibilidade e (d) topográfico.

### 7.5.2 Erodibilidade (fator K)

A estrutura física do solo é frequentemente medida pela estabilidade de agregados do solo, sendo um dos principais fatores influenciadores das condições edáficas do solo, como fertilidade, aeração, infiltração e retenção de água, bem como, na redução da suscetibilidade a erosão (ZHAO et al., 2017; SIX et al., 2000). A estabilidade do solo é influenciada pelas práticas de manejo adotadas, como revolvimento intenso do solo e acúmulo de uma cobertura residual de culturas, porém as práticas não são totalmente responsáveis pela desestruturação ou

estruturção do solo (ZHAO et al., 2017). É valido ressaltar que fatores como teor de argila e de carbono orgânico total (COT), consequentemente teores de matéria orgânica do solo (MOS), são fundamentais para elevar a estabilidade e diminuir a razão de erosão dos solos (SIX et al., 2004;TISDALL e OADES, 1982).

Os valores do fator K (Figura 25c) variaram de 0,0196 a 0,0565 Mg h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup>mm<sup>-1</sup>, com valor médio de 0,0340 Mg h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup>mm<sup>-1</sup>. Os valores mais elevados de erodibilidade (Tabela 14) ocorrem nos Chernossolos Argilúvicos (0,0565 Mg h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup>mm<sup>-1</sup>), Gleissolos Háplicos<sup>1</sup> (0,0561 Mg h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup>mm<sup>-1</sup>), Plintossolo Háplicos distróficos (0,0525 Mg h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup>mm<sup>-1</sup>) e Argissolos Vermelhos distróficos (0,0447 Mg h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup>mm<sup>-1</sup>).

Tabela 14-Classes de solo e valor do fator K (Mg h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup>mm<sup>-1</sup>).

Classificação brasileira de solos	Fator K
Latossolo vermelho distróficos	0,0297
Plintossolo Háplicos distróficos	0,0525
Chernossolos Rêndzicos órticos	0,0290
Nitossolos Vermelhos distróficos	0,0196
Chernossolos Argilúvicos órticos	0,0565
Argissolos Vermelhos distróficos	0,0447
Cambissolos Háplicos Tb distróficos	0,0219
Nitossolos Vermelhos eutróficos	0,0196
Gleissolos Háplicos carbonáticos	0,0388
Gleissolos Háplicos Tb eutróficos <sup>1</sup>	0,0561
Gleissolos Háplicos Tb eutróficos <sup>2</sup>	0,0388

Gleissolos<sup>1</sup> localizados nas margens e nascentes dos afluentes do Rio da Prata, Gleissolos<sup>2</sup> ocorrem nas áreas de *banhado*.

Os Chernossolos Argilúvicos localizados na região centro-norte variam de pouco profundos a profundos, com textura franco siltosa, moderadamente a bem drenados e com horizonte A chernozênico rico em matéria orgânica. Possuem excelente potencial agrícola devido sua fertilidade natural decorrente da grande variabilidade litológica (calcários, dolomíticos, argilitos e rochas carbonáticas) do Grupo Cuiabá (BRASIL, 1982). No entanto, deve-se ter atenção quanto ao seu uso, esses solos apresentam um gradiente textural entre os horizontes em função do processo de argiluviação, migração vertical das partículas de argila dos horizontes superficiais para os horizontes subsuperficiais, formando o horizonte B textural ou de caráter argilúvico (SANTOS et al., 2018). Como resultado tem-se uma menor estruturção e estabilidade nos horizontes superficiais em decorrência dos menores teores de

argila, mesmo apresentando teores consideráveis de outros agentes de ligação como a matéria orgânica (ŠIMANSKÝ e JONCZAK, 2016).

Os Gleissolos Háplicos<sup>1</sup> ocorrem a nordeste e sudeste, nas margens e nascentes dos afluentes do Rio da Prata. São solos mal drenados e com baixa permeabilidade. Possuem uma alta propensão a erosão devido a fatores como: composição mineralógica rica em minerais félsicos (Formação Aquidauana), elevado teor de areia e baixo teor de matéria orgânica, que dificulta a formação de estruturas mais estáveis, tornando-o mais suscetível a processos erosivos. Além disso, devido sua ocorrência nas áreas de planícies fluviais, estão sujeitos a inundações periódicas.

Os valores mais baixos de erodibilidade ( $< 0,029 \text{ Mg h ha}^{-1}\text{MJ}^{-1}\text{mm}^{-1}$ ) foram encontrados para os solos localizados na região do Planalto da Bodoquena. Os Nitossolos Vermelhos ( $0,0196 \text{ Mg h ha}^{-1}\text{MJ}^{-1}\text{mm}^{-1}$ ) e Chernossolos Rêndzicos ( $0,029 \text{ Mg h ha}^{-1}\text{MJ}^{-1}\text{mm}^{-1}$ ) são solos que apresentam alto teor de matéria orgânica, e possuem textura argilosa e argilo siltosa, respectivamente. Os Nitossolos Vermelhos são solos minerais, argilosos, profundos, bem drenados, cerosidade acentuada decorrente de processos de migração de argilas e estruturas em blocos, o que proporciona uma menor suscetibilidade a erosão pela água (SANTOS et al., 2018; DEMATTÊ e TERRA, 2014;). A localização em áreas de relevo plano e suave ondulado (borda da Serra da Bodoquena), associado as suas características físicas e químicas originadas dos calcários da Formação Cerradinho (BRASIL, 1982), conferem grande importância agrícola a esses solos.

Os solos com textura entre franca argilosa e argilosa (Tabela 14), como os Nitossolos Vermelhos (distrófico e eutrófico) e o Latossolos vermelhos apresentaram porcentagens elevadas de agregados estáveis em água na classe dos macro-agregados do solo, e nos índices *Geometric Mean Diameter* (GMD) e *Weighted Average Diameter* (WAD). Os valores elevados dos índices de estabilidade podem ser relacionados com a presença de óxidos de ferro. Os óxidos de ferro e de alumínio associados a argilas cauliníticas, atuam como os principais agentes cimentantes nos solos tropicais, conferindo elevada estabilidade aos agregados do solo (ZHAO et al., 2017; OADES, 1989). Primeiramente são formados os micro-agregados ( $<0,25 \text{ mm}$ ) pela interação entre moléculas orgânicas, cátions polivalentes ( $\text{Ca}^3$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Al}^{3+}$ ) e partículas minerais da fração argila, principalmente caulinita e óxidos de Fe, nos solos oxidicos como os Latossolos e Nitossolos (MARCELINO et al., 2018; EDWARDS e BREMNER,

1967). Posteriormente, os meso-agregados e os macro-agregados (>0,25 mm) são formados pela união mecânica dos micro-agregados durante o processo de crescimento das raízes, hifas de fungos rizosféricos e movimentação da fauna do solo, conferindo maior estabilidade e menor suscetibilidade a processos erosivos, como verificados nos resultados do Fator K para os Nitossolos e Latossolos (SIX et al., 2004; TISDALL e OADES, 1982).

Os Chernossolos Rêndzicos são solos rasos e pouco desenvolvidos, com horizonte A coincidindo com horizontes cálcicos ou de caráter carbonático, textura argilo siltosa, apresentando horizonte A chernozêmico rico em matéria orgânica e altos teores de nutrientes resultante da decomposição de calcários da Formação Bocaina, concedendo-lhe uma alta fertilidade natural. Por essas características são considerados como um dos solos mais férteis do mundo (WRB, 2015). Entretanto, apresentam uma alta fragilidade por ocuparem superfícies de relevo dissecados no Planalto da Bodoquena.

O teor elevado de argila e o teor de MOS foram propriedades importantes na agregação e estruturação do Chernossolos Rêndzicos da bacia do Rio da Prata. A MOS contribuiu na formação de agregados estáveis com porcentagem mais elevada de macro-agregados e os índices GWD e WAD superiores a 2 mm (SIX et al., 2004). Os Nitossolos Vermelhos e o Latossolos, sob uso de pastagens, também apresentaram resultados positivos na relação MOS e estabilidade de agregados. As gramíneas bem manejadas e lavouras que adotam práticas conservacionistas tendem a ter maior contribuição nos processos de formação e estabilização de agregados, reduzindo a deformação e degradação das estruturas, além de aumentar o acúmulo de carbono em solos tropicais, podendo até superar os teores de carbono das áreas de vegetação natural, devido a alta densidade de raízes e a liberação de exsudados orgânicos ao solo, que estimulam a atividade microbiana e a fauna do solo (GELAW et al., 2015; SALTON et al., 2014). Porém, é importante destacar que os sistemas mais conservacionistas não substituem a dinâmica de armazenamento e emissão de carbono da vegetação nativa (Assunção et al., 2019).

Dentre os solos com valores intermediários de erodibilidade, destacamos os Gleissolos Háplicos<sup>2</sup> (0,0388 Mg h ha<sup>-1</sup> MJ<sup>-1</sup>mm<sup>-1</sup>) localizados na região centro-oeste, mais precisamente, no *banhado* do Rio da Prata. São solos caracterizados pela textura argilosa e elevado teor de matéria orgânica no horizonte superficial resultante de calcários depositados da Formação Xaraiés (BRASIL, 1982).

### 7.5.3 Topográfico (fator LS)

O fator LS variou de 0,01 a 12,02 (Figura 25d) com valor médio de 0,52. O fator topográfico tem efeito direto na estimativa de perda de solo, pois é proveniente de fatores que organizam o escoamento superficial e o desenvolvimento de processos erosivos (CUNHA et al., 2017). Ao analisarmos a distribuição espacial do fator LS observamos que valores mais elevados ocorrem no Planalto da Bodoquena. Essa unidade geomorfológica compreende um conjunto de relevos dispostos na direção Norte-Sul que apresentam superfícies bastante dissecadas de topos convexos com declividades superiores a 45%. Também identificamos duas áreas com valores superiores à média encontrada para área de estudo. Ao Norte, próximo ao médio curso do Rio da Prata, e a sudeste, na região drenada pelo Rio Verde, o principal afluente do Rio da Prata.

### 7.5.4 Uso e manejo (fator C) e práticas conservacionistas (fator P)

Os mapas do fator C para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016 são mostrados na Figura 26. Identificamos que ao longo de três décadas, os valores mais elevados do fator C ocorreram em maiores proporções no ano de 1986. As áreas de solo exposto são localizadas principalmente à sudeste da bacia, próximos a cabeceira do Rio Verde. Enquanto as áreas de terra preparada para plantio são encontradas nas regiões sudoeste, centro-oeste e noroeste da bacia. Essas áreas são caracterizadas pela ausência total de cobertura vegetal, que favorecem as perdas de solo por erosão hídrica. Os menores valores do factor C foram encontrados nas áreas de vegetação nativa (campos gramíneos úmidos, *banhado*, mata ciliar e cerrado) do Bioma Cerrado localizadas nas margens dos canais de drenagem, entorno de nascentes e áreas de remanescentes florestais. Essas áreas tem maior grau de proteção do solo devido a presença constante de cobertura vegetal natural que proporciona redução das perdas de solo e transporte de sedimentos para os canais de drenagem (CUNHA et al., 2017). Na bacia do Rio da Prata, a vegetação nativa (mata ciliar, cerrado, floresta estacional semidecidual) desempenha um papel importante na proteção do solo, pois atua como barreira natural contra os impactos diretos das gotas de chuva sobre o solo, reduzindo a velocidade de escoamento superficial de água no solo e aumento da capacidade de infiltração e retenção de água no solo.

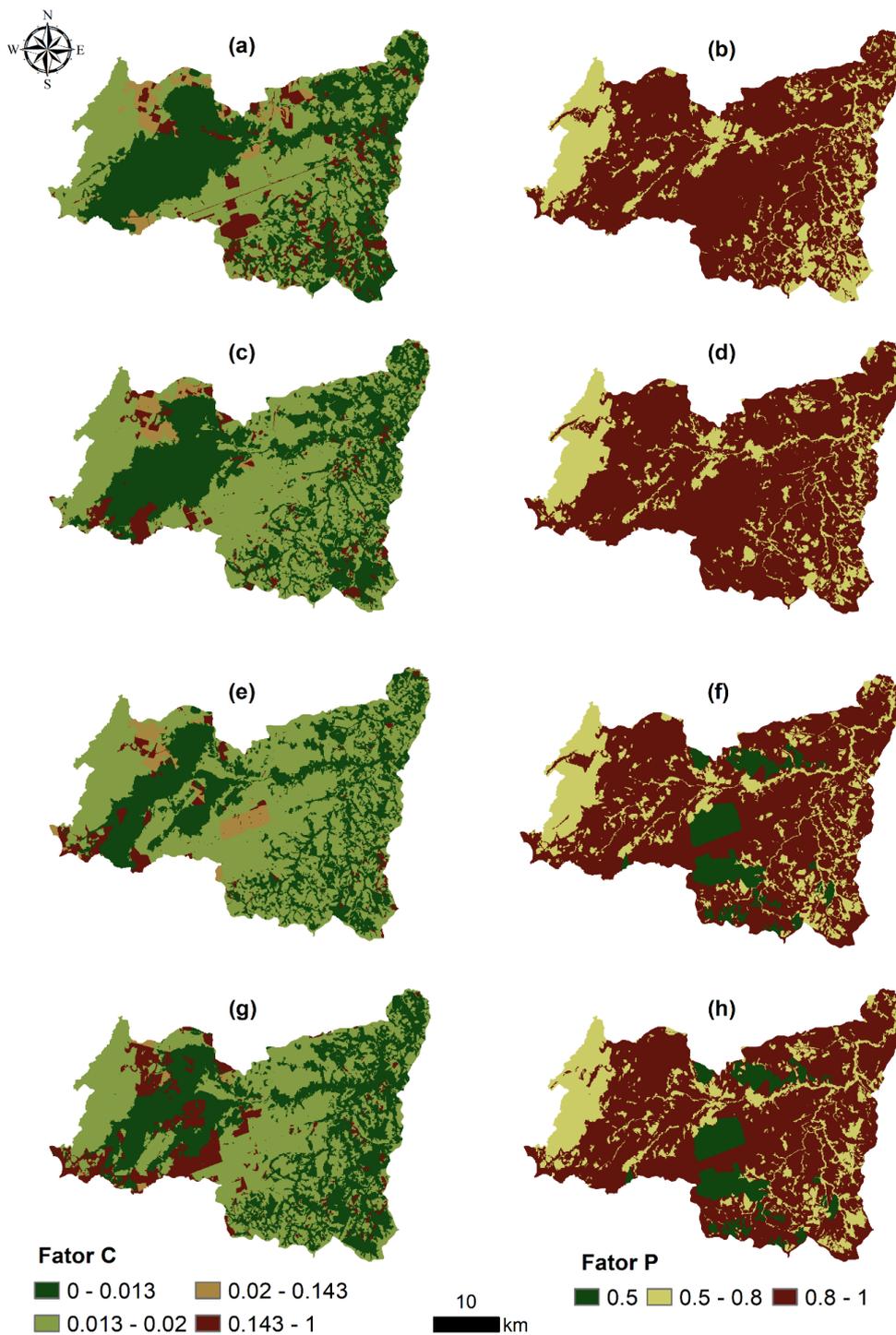


Figura 26-Os mapas do fator C para os anos de (a) 1986, (c) 1999, (e) 2007 e (g) 2016 e fator P para os anos de (b) 1986, (d) 1999, (f) 2007 e (h) 2016. Para os anos de 2050 e 2100 usamos os valores dos fatores C e P referentes ao ano de 2016.

O fator P está associado com as práticas de conservação agrícola que devem ser utilizadas para reduzir as perdas de solo. Esse fator atua no aumento da rugosidade da

superfície, reduzindo o escoamento superficial e aumentando a infiltração de água no solo (YANG et al., 2018). Na bacia do Rio da Prata essas práticas são caracterizadas pela presença de terraceamentos agrícolas. Porém, estão limitadas à algumas áreas de pastagem e terras agrícolas localizadas na região central.

#### **7.5.6 Mudanças nas perdas de solo, SDR e exportação de sedimentos de 1986 a 2016**

A Figura 27 mostra que a distribuição espacial das perdas de solo e SDR foram consistentes com a disposição da exportação de sedimentos na bacia do Rio da Prata para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016. No ano de 1986 a perda de solo máxima foi de 1594,72 Mg/ha/ano com valor médio de 6,08 Mg/ha/ano. Em 1999 foi observada redução no valor máximo das perdas de solo para 1539,13 Mg/ha/ano, com média de 3,13 Mg/ha/ano. Em 2007, o valor máximo das perdas de solo reduziu 22,77% (350,58 Mg/ha/ano). Nesse mesmo ano a perda média foi de 1,63 Mg/ha/ano, uma redução de 72,92% quando comparada ao ano de 1986. No ano de 2016, a perda máxima atingiu 1167,29 Mg/ha/ano com valor médio de 2,44 Mg/ha/ano. Entre 1986 e 2016 estimou-se redução no valor máximo e médio de perda de solo de 26,80% e 59,47%, respectivamente.

Os valores do SDR para a bacia em 1986, 1999, 2007 e 2016 foram de 0.377, 0.374, 0.372 e 0.350, respectivamente. Nesse período, os resultados mostraram uma irregularidade na distribuição espacial dos valores do SDR (Figura 27). Em 1986, os maiores valores do SDR ocorreram principalmente nas áreas de colinas próximas aos canais de drenagem do Rio Verde (principal afluente do Rio da Prata) na porção sudeste da bacia, enquanto os menores valores ocorreram nas regiões sudoeste e nordeste nas áreas de relevo plano. No ano de 2016 os maiores valores ocuparam as regiões sudoeste e noroeste da área de estudo. Entre 1986 e 2016 os valores elevados do SDR apresentaram um aumento nas áreas agrícolas (agricultura e terra preparada para plantio) e redução nas áreas de pastagem e solo exposto. Nas terras preparadas para plantio o SDR variou de 0.351 em 1986 para 0.372 em 2016, enquanto na agricultura passou de 0.271 para 0.303. Em contrapartida, o SDR para a pastagem e solo exposto reduziram de 0.305 para 0.255 e 0.377 para 0.306, respectivamente.

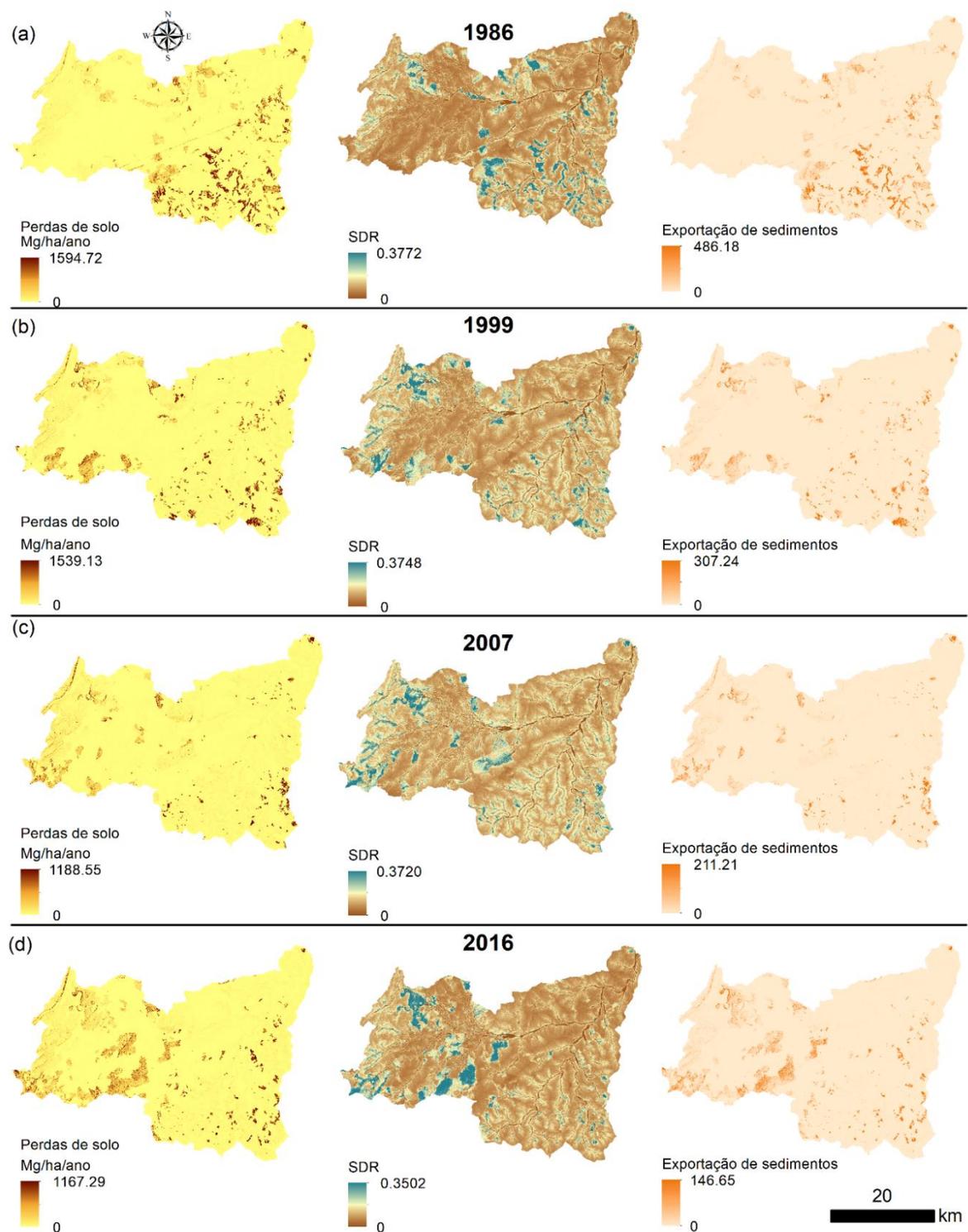


Figura 27- Estimativa das perdas de solo, SDR e exportação de sedimentos da bacia hidrográfica do Rio da Prata para os anos (a) 1986, (b) 1999, (c) 2007 e (d) 2016.

O aumento nos valores de SDR para as áreas agrícolas e a redução nas áreas de pastagem e solo exposto, bem como as mudanças na distribuição espacial são decorrentes da intensa dinâmica de mudanças no uso e cobertura da terra que ocorreram na bacia do Rio da Prata. Cunha et al. (2020) constataram que as mudanças ocorridas ao longo das três décadas na bacia foram em razão do avanço da agropecuária. Inicialmente, com a pecuária extensiva que predominava na região antes dos anos 80, e mais recentemente, pela expansão das culturas de milho/soja, e conversão de algumas áreas de pastagem em terras agrícolas (Cunha et al. 2021).

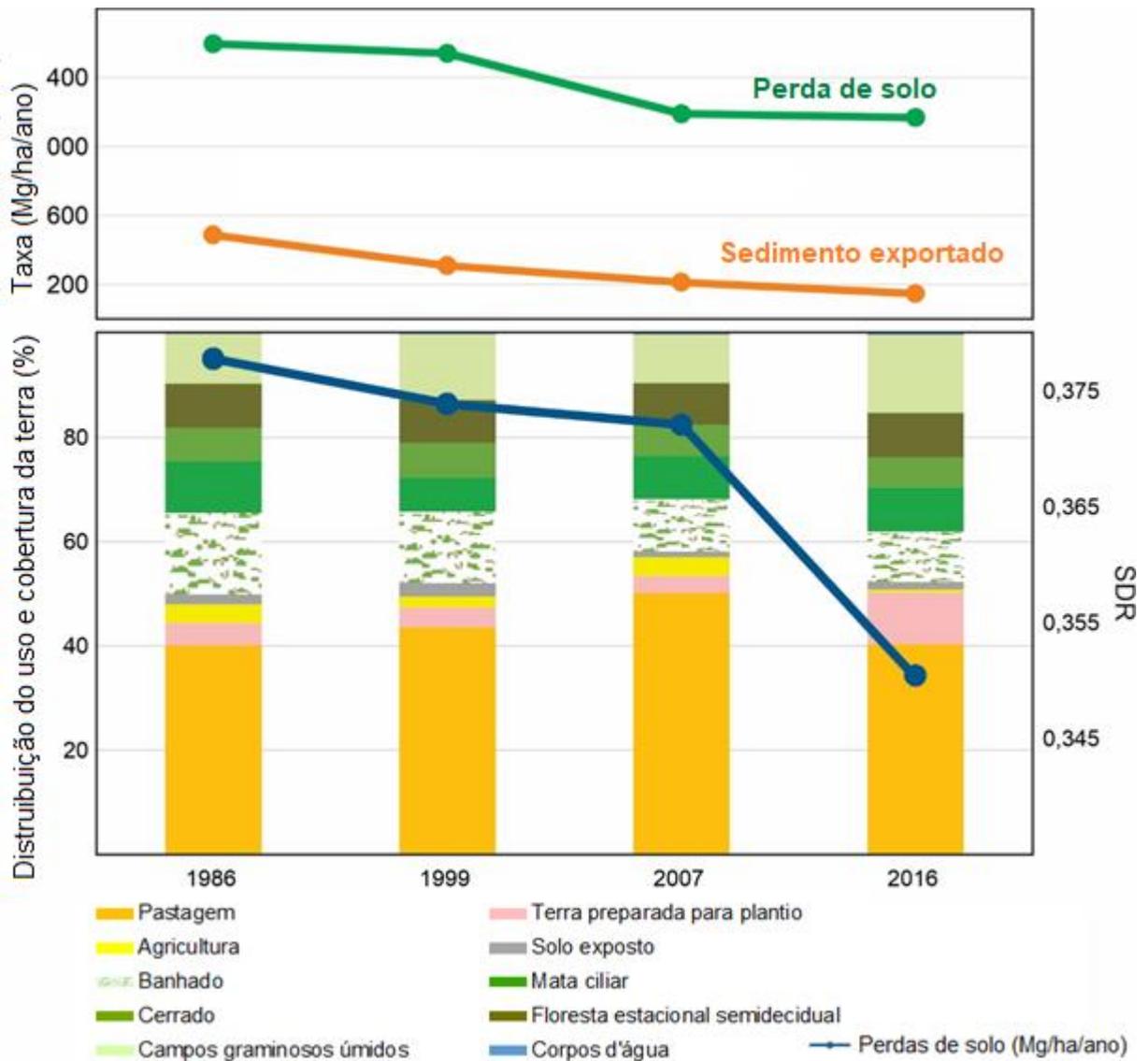


Figura 28- Variação da distribuição do uso e cobertura da terra, SDR, perdas de solo e exportação de sedimentos de 1986 a 2016.

Os resultados mostram uma diminuição das perdas de solo de aproximadamente 60,02% no período analisado. Além disso, a exportação de sedimentos apresentou uma redução significativa de 69,86%, passando de 1 milhões de toneladas para 321 mil toneladas nos últimos 30 anos. A taxa máxima de exportação de sedimentos foi de 486,18 Mg/ha/ano em 1986 reduzindo para 146,65 Mg/ha/ano em 2016 (Figura 28).

Nesse período, seguindo a tendência, a exportação média de sedimentos diminuiu consideravelmente de 0,63 Mg/ha/ano para 0,19 Mg/ha/ano, uma redução de 69,84%. A redução da exportação de sedimentos foi causada, principalmente, pela transição dos valores mais elevados do SDR para áreas de relevo plano, associado a solos com baixo índice de erosão, além disso, a ocorrência de pastagens com boa cobertura vegetativa, e a adoção de terraços (identificados a partir de 2002) em grande parte dessas pastagens e terras agrícolas minimizaram as perdas de solos, e conseqüentemente diminuíram a exportação de sedimentos para o Rio da Prata.

#### **7.5.7 Deposição de sedimentos e turvamento das águas do Rio da Prata em 2018**

Os resultados obtidos mostram que os valores de IC e deposição de sedimentos apresentaram uma redução entre 1986 e 2016. O IC reduziu de 0.271 para 0.219, enquanto a deposição média de sedimentos passou de 5,33 Mg/ha/ano para 2,22 Mg/ha/ano. A Figura 29 mostra a distribuição espacial do IC e deposição de sedimentos na área onde ocorreu o turvamento do Rio da Prata para ano de 2016. Analisamos esses resultados para identificar os fatores que influenciaram na entrada de sedimentos no canal principal do Rio da Prata em 2018. Observamos valores elevados do IC na área onde ocorreu o carreamento de sedimentos, determinados principalmente pelo extenso comprimento de rampa (fator L), um indicativo de área topograficamente propensa à erosão. Valores mais elevados de IC indicam que a origem dos sedimentos tem uma maior probabilidade de chegar ao curso d'água (SHARP et. Al., 2018). Além disso, constatamos que o SDR (Figura 28) foi afetado pela mudança de uso da terra do entorno (pastagem para agricultura), que contribuiu para uma maior conectividade espacial com o IC, portanto, a conversão do uso terra também teve impacto na exportação de sedimentos para o rio.

Estudo feito por Alatorre et al. (2012) mostrou um aumento de 84% no SDR quando a área era ocupada por culturas anuais, se comparado com a cobertura florestal na bacia do Rio

Arnas, região central dos Spanish Pyrenees. Em outro estudo, Zhou et al. (2019) constataram que o crescimento de terras agrícolas aumentou a exportação de sedimentos na bacia do Rio Qiantang na China. Hamel et al. (2017) observaram que os valores de SDR tem forte correlação com a erosividade, o que pode ser explicado pelo papel da erosividade na conectividade das bacias hidrográficas, e conseqüentemente, uma maior produção de sedimentos. Como neste estudo, Vigiak et al. (2016) também encontraram evidências empíricas dessa relação na bacia hidrográfica do Rio Latrobe, Austrália. Diante dos fatos pode-se afirmar que a erosão hídrica que ocorreu na área de cultivo influenciou na qualidade das águas do Rio da Prata e causou impacto direto na degradação física, química e biológica do solo sob cultivo, diminuindo a sua capacidade produtiva (Burnette e Agouridis, 2014).

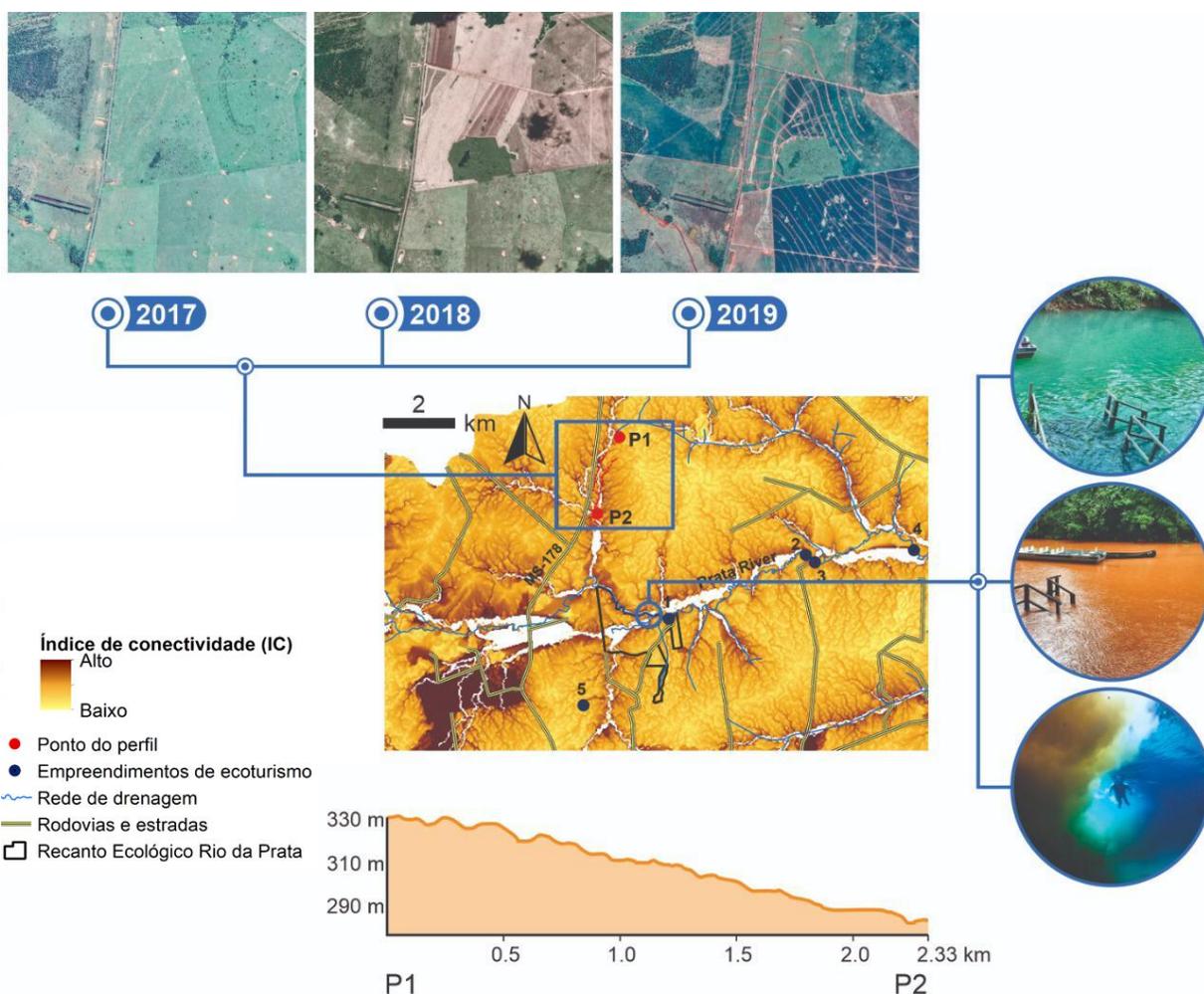


Figura 29- A distribuição espacial do IC mostra valores elevados, além disso, a conversão de pastagem em área agrícola sem a adoção de terraceamento promoveu a erosão do solo que causou o turvamento das águas do Rio da Prata em novembro de 2018. Fotos: Recanto Ecológico do Rio da Prata e Luciano Candisani.

No final de 2018, o turvamento das águas do Rio da Prata foi destaque nos meios de comunicação em todo Brasil (G1, 2018; Campo Grande News, 2018). Esse episódio foi devido a ocorrência de uma chuva no dia 17 do mês de novembro na região, que provocou intenso escoamento superficial de água em área cultivada (em estágio inicial) com soja [*Glycine max.* (L.) *Merryl*] que chegou até o canal principal do Rio da Prata (Figura 29). Na ocasião, a precipitação acumulada foi de 25 mm, porém não foi possível verificar a intensidade da chuva, uma vez que o registro desse evento se deu por meio de um pluviômetro convencional instalado no Recanto Ecológico do Rio da Prata (21°26'07"S e 56°25'44,7"W). Entretanto, ao analisarmos fatores como, quantidade de chuva e grau de erosão provocada, foi possível inferir que a precipitação teve uma alta intensidade e ocorreu em pequeno intervalo de tempo. Cunha et al. (2020) verificaram que desde a década de 80, a área que deu origem a enxurrada responsável pelo carreamento de sedimentos para o Rio da Prata era coberta por pastagem (Cunha et al., 2020) com a presença de terraços (identificados a partir de 2002). No entanto, após a análise de imagens do satélite Landsat 8/OLI da região, verificou-se que em agosto de 2017 iniciou uma transição dessa área de pastagem para agricultura, sem uso de práticas conservacionistas. Também observamos a partir das imagens de alta resolução disponíveis no Google Earth® (Figura 29) que a área agrícola onde ocorreu a erosão encontra-se a uma distância de aproximadamente 2 km do canal principal do Rio da Prata, e que o trecho do rio onde aconteceu a deposição de sedimentos apresenta uma faixa de vegetação ciliar que varia de 350 m a 1000 m. Sendo assim, nesse caso é possível afirmar que, a vegetação ciliar, embora preservada, não promoveu a proteção do curso hídrico.

Após esse episódio, a Secretaria de Meio Ambiente, Desenvolvimento Econômico, Produção e Agricultura Familiar (SEMAGRO) do estado criou o Decreto nº 15.197 (21 de março de 2019) que visa a necessidade de adoção de práticas de conservação do solo e água pelos produtores rurais para realização de trabalhos de mecanização de solos (aração, gradagem, subsolagem, entre outros) com vistas à renovação ou à recuperação de pastagens e a implantação de lavouras perenes ou temporárias e de outras atividades de movimentação de solo. Embora o governo do estado de Mato Grosso do Sul tenha adotado algumas medidas efetivas para a conservação do solo e água na região, é fundamental ter atividades de extensão agrícola para ensinar aos agricultores a importância da manutenção dessas estruturas no controle da erosão do solo nessas áreas agrícolas.

Para efeito de medidas de preservação da qualidade da água do Rio da Prata é fundamental a adoção das melhores práticas de gerenciamento nas áreas de produção agrícola da bacia, principalmente onde as rampas são extensas e/ou o declive é superior a 2%, a fim de reduzir a velocidade do escoamento superficial e controlar o movimento de sedimentos na superfície em direção aos canais de drenagem (CHEN et al., 2017). Li et al. (2020) salientam que o fluxo concentrado é o principal fator na erosão do solo em terras agrícolas, especialmente nas terras de cultivo inclinadas com gradiente elevado. Para minimizar os prejuízos causados pela erosão hídrica é importante a adoção de sistemas conservacionistas de manejo do solo que possam contribuir para a sustentabilidade da produção agropecuária, como, o sistema de plantio direto com rotação de culturas, integração lavoura- pecuária, lavoura- pecuária- floresta, consórcio de culturas anuais com pastagens e manutenção das estradas rurais. Na implementação desses sistemas de manejo, é essencial que seja priorizada a adoção de práticas conservacionistas que promovam boa cobertura do solo e segmentação do comprimento de rampa do terreno para auxiliar no controle das perdas de solo e de água (CAMERA et al., 2018; NUNES et al., 2018; RUTEBUKA et al., 2019).

#### **7.5.8 Perdas de solo recentes por grau de erosão**

A identificação do potencial erosivo dessas áreas na bacia tem por objetivo servir como um instrumento para orientar os gestores públicos na tomada de decisão, a fim de implementar medidas de conservação, recuperação e uso sustentável do solo e da água na bacia hidrográfica do Rio da Prata. De acordo com FAO (2015), um nível aceitável de erosão do solo é aquele que mantém os serviços do ecossistema sem degradar significativamente a capacidade do solo de fornecer esses serviços no futuro, bem como garantir a manutenção da biodiversidade (FAO, 2019). A Tabela 15 mostra a identificação das áreas prioritárias para a conservação do solo e da água considerando os valores de perdas de solo para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016.

Os resultados mostram que as perdas de solo na bacia entre 1986 e 2016 ocorreram principalmente nas classes ligeiramente leve e leve, ocorreram em aproximadamente  $\cong$  92% da área de estudo. Podemos destacar que apesar de perdas  $< 5$  Mg/ha/ano, a bacia apresenta sérios problemas de erosão do solo, especialmente por intervenções antrópicas na região das nascentes do Rio Verde e *banhado*, como observado em visitas de campo em diferentes locais da bacia.

As perdas de solo classificadas como extremamente intensa e severa ocorreram com maior intensidade no ano de 1986 (5,30% da área da bacia).

Tabela 15- Classes de perdas de solo por grau de erosão para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016.

Grau de erosão do solo (Mg/ha/ano)	1986			1999			2007			2016		
	(%)	MSL	SD	(%)	MSL	SD	(%)	MSL	SD	(%)	MSL	SD
Ligeiramente leve (< 2)	82,34	0,44	0,46	85,16	0,45	0,46	90,11	0,37	0,43	84,59	0,38	0,44
Leve (2 – 5)	7,71	3,06	0,82	7,87	3,05	0,81	5,78	3,05	0,82	7,19	3,15	0,84
Moderada (5 – 10)	2,59	7,01	1,43	2,40	6,95	1,42	1,88	6,99	1,42	3,52	7,12	1,44
Intensa (10 – 20)	2,06	14,42	2,88	1,66	14,36	2,88	1,05	13,89	2,78	2,45	13,92	2,78
Extremamente intensa (20 – 50)	2,43	32,01	8,44	1,61	31,35	8,35	0,67	31,49	8,57	1,45	31,00	8,53
Severa (> 50)	2,87	145,41	115,61	1,30	123,35	94,43	0,51	121,97	96,33	0,80	106,31	74,29

MSL é a média das perdas de solo; SD é o desvio padrão médio.

Em relação ao período (1986-2016), as perdas de solo >20 Mg/ha/ano apresentaram a menor extensão territorial (1,19%) no ano de 2007. Porém, os resultados apontaram que, entre 2007 e 2016, ocorreu um aumento considerável de 88,57% para as áreas de grau extremamente intenso e severo. Colman et al. (2018) avaliaram a erosão do solo para bacia do Córrego Guariroba no Bioma Cerrado e também encontraram os níveis de erosão, intenso, extremamente intenso e severo localizados em áreas com alto valor do fator topográfico, e em áreas com solo exposto e pastagem. No geral, entre os anos 1986 e 2016 observou-se uma redução nas áreas classificadas com perdas de solo com grau extremamente intenso (40,57%) e severa (72,20%).

### 7.5.9 Perdas de solo futuras por grau de erosão

A Tabela 16 mostra as perdas de solo futuras para os anos de 2050 e 2100. Os resultados obtidos para os cenários futuros de erosão do solo para esse período mostraram um crescimento de 13,84% das áreas de perdas de solos >10 Mg/ha/ano. Quando comparamos as perdas de solo 2016 e 2100, podemos observar um aumento de área nas classes moderada (34,41%), intenso (36,41%) e extremamente intenso (23,96%), seguidas de uma redução na classe severa (3,14%). Como podemos ver nos resultados, as maiores perdas de solo nesse período aconteceram em regiões com predomínio de terra preparada para plantio, na porção noroeste da bacia onde o solo permaneceu sem cobertura vegetal por longo período do ano e em floresta estacional semidecidual em relevo montanhoso (Fator LS elevado). Além disso, os maiores graus de erosão ocorreram também na porção sudeste da bacia, onde o relevo é majoritariamente constituído por colinas com predomínio de pastagem e solo exposto.

Tabela 16- Classes de perdas de solo por grau de erosão para os anos de 2050, 2100 e mudança relativa entre 2016–2100.

Grau de erosão do solo (Mg/ha/ano)	2050			2100			Mudança relativa (2016–2100)	
	%	Média	SD	%	Média	SD	Area (ha)	(%)
Ligeiramente leve (< 2)	81,84	0,40	0,45	80,82	0,40	0,45	-5242,32	-4,46
Leve (2–5)	8,16	3,18	0,85	8,54	3,19	0,85	1869,84	18,70
Moderada (5–10)	4,43	7,15	1,43	4,74	7,15	1,43	1686,15	34,41
Intensa (10–20)	3,11	13,91	2,77	3,34	13,91	2,77	1239,66	36,41
Extremamente intensa (20–50)	1,69	30,65	8,44	1,79	30,58	8,42	481,50	23,96
Severa (>50)	0,77	101,71	70,39	0,77	99,15	67,60	-34,83	-3,14

Neste estudo, os resultados mostram um predomínio de perdas de solo < 5 Mg/ha/ano. Isso se deve aos fatores LS, K e C. O fator LS sofre influência do relevo que é dominado por formas suaves onduladas com inclinação média de 4,04%. Em aproximadamente 58% da bacia ocorrem solos profundos e bem desenvolvidos (Latosolos Vermelhos, Chernossolos, Nitossolos) com baixa tendência ao desenvolvimento de processos erosivos. Observamos que essas perdas estão associadas com áreas onde a cobertura vegetal composta por vegetação nativa (*banhado*, mata ciliar, cerrado e campos gramíneos úmidos). Essas coberturas proporcionam maior resistência ao escoamento superficial, reduzindo as taxas de erosão do solo pela água. Esses resultados corroboram com os apresentados nos estudos realizados (Colman et al., 2019; Cunha et al., 2017; Oliveira et al., 2015) em bacias hidrográficas no Bioma Cerrado onde também foram obtidas as menores perdas de solo nas áreas de vegetação nativa.

#### 7.5.10 Perda de solo recente e exportação de sedimentos por classes de uso e cobertura da terra

O tipo de uso e cobertura da terra (Tabela 17) que apresentou o menor valor de perdas de solo (0,22 Mg/ha/ano) e exportação de sedimentos (0,01 Mg/ha/ano) foi o *banhado* em 2007. Observou-se que entre 1986–2016 a taxa média de perdas de solo nessa classe variou de apenas 8,69%, enquanto o valor médio de exportação de sedimentos não apresentou variação. O *banhado* é considerado um dos ecossistemas mais importantes da bacia do Rio da Prata, pois desempenha um papel ambiental fundamental. Essa região pantanosa é constituída por tufas calcárias porosas, cavernosas com aspectos esponjosos (Formação Xaraiés), resultado da dissolução parcial das partes carbonáticas (Brasil, 1982). Essas características são responsáveis pelo armazenamento da água e filtragem de sedimentos, além de garantir a transparência, a

qualidade da água e agregar valor cênico no contexto de paisagem cárstica (BOGGIANI et al., 2011; SCREMIN-DIAS et al., 2018; CUNHA et al., 2020). Porém, as tufas são depósitos carbonáticos fluviais frágeis e facilmente erodidos. São formações que dependem das condições físico-químicas e biológicas de suas águas, e qualquer alteração no padrão pode ocasionar danos irreversíveis às tufas, e conseqüentemente o comprometimento das atividades de ecoturismo (BOGGIANI et al., 2011).

Tabela 17- Valores médios das perdas de solo e exportação de sedimentos por classes de uso e cobertura da terra para os anos de 1986, 1999, 2007 e 2016.

Classes de uso e cobertura da terra	1986			1999			2007			2016		
	ALULC (%)	MSL	MSE									
Pastagem	40.09	1.06	0.06	43.58	0.90	0.04	50.19	0.46	0.02	40.39	0.46	0.02
Agricultura	3.59	3.36	0.21	2.10	2.29	0.14	3.58	1.33	0.08	0.56	1.73	0.10
Terra preparada para plantio	4.28	27.19	2.46	3.80	20.01	1.76	3.27	10.62	0.92	9.87	10.89	1.08
<i>Banhado</i>	15.58	0.23	0.01	13.70	0.23	0.01	10.02	0.22	0.01	9.63	0.25	0.01
Mata ciliar	9.99	1.40	0.07	6.56	0.82	0.02	8.33	0.76	0.01	8.54	0.76	0.01
Cerrado	6.33	1.45	0.06	6.57	1.15	0.05	5.94	0.93	0.04	5.72	1.01	0.04
Floresta estacional semidecidual	8.55	2.21	0.07	8.30	2.33	0.06	8.02	2.30	0.06	8.57	2.35	0.07
Campos gramíneos úmidos	9.47	1.46	0.06	12.57	1.08	0.06	9.32	1.01	0.05	14.96	0.95	0.04
Solo exposto	1.96	75.18	9.27	2.61	55.30	5.06	1.09	53.58	4.67	1.46	48.01	3.90

ALULC é Área das classes de LULC; MSL é a média das perdas de solo; MSE é a média do sedimento exportado.

O *banhado* é caracterizado por um relevo plano e solos com boa aptidão agrícola que favoreceram o desenvolvimento da agricultura nessa região (CUNHA et al., 2020). No entanto, um fator preocupante é a presença de aproximadamente 124 km de canais de drenagem artificiais que foram construídos a partir dos anos 80 com objetivo de drenar o excesso de água e incorporar essas áreas na produção agrícola. É importante destacar que em áreas planas com declividades inferiores a 2%, os caminhos mais rápidos para a água são em direção aos drenos (WOHLRAB et al., 1992), que tendem a aumentar o pico do escoamento, uma vez que, as águas coletadas nessas valas são conduzidas com maior rapidez (ACREMAN e HOLDEN, 2013; LENNARTZ et al., 2011).

Embora essa região do *banhado*, sem a interferência antrópica, seja caracterizada pela boa cobertura vegetal com espécies típicas da flora de veredas (POTT et al.2019), relevo pouco íngreme, ocasionando baixo potencial erosivo e uma taxa anual de exportação de sedimentos com valores mínimos, observou-se que esses canais de drenagem favoreceu o escoamento concentrado, possibilitando o desenvolvimento de processos erosivos nas margens de alguns drenos (Figura 30a), que possivelmente, tem contribuído para o carreamento de sedimentos para

dentro desses canais. Além disso, constatou-se que devido a conexão desses drenos com o canal principal do Rio da Prata pode ocorrer o turvamento de suas águas nos meses mais chuvosos (outubro a março), comprometendo temporariamente as atividades por diminuir a transparência das águas, justamente no período de maior concentração de turistas.

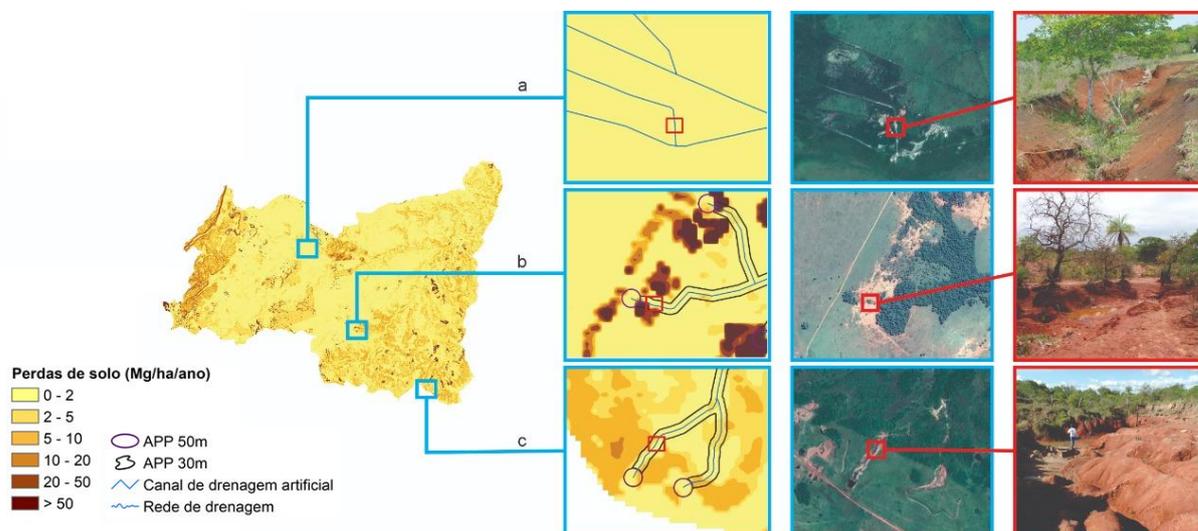


Figura 30- Espacialização das perdas de solo e desenvolvimento de processos erosivos: (a) *banhado*, (b) margens e (c) nascentes dos córregos afluentes do Rio Verde. Na mesma ordem estão as imagens de alta do Google Earth datadas de 2017, 2018 e 2019 e observação dos processos erosivos *in situ* nos anos de 2016, 2017 e 2014.

Esses resultados corroboram com o Newson (1980) que destacou que sistemas de drenagens superficiais podem causar erosão considerável nas bordas dos drenos, sobretudo aqueles construídos a céu aberto onde é relativamente comum altas perdas de sedimentos (HOLDEN et al., 2004). Gramlich et al., 2018 realizaram uma meta- análise de dados publicados sobre os efeitos das drenagens artificiais e ressaltaram que esse sistema de drenagem causa diversos impactos nos ecossistemas (BLACKWELL e PILGRIM, 2011; BLANN et al., 2009; GIMMI et al., 2011; SNYDER et al., 2009), como: (i) alteração do balanço hídrico, (ii) desequilíbrio na ciclagem de nutrientes, (iii) redução no transporte de produtos de proteção de plantas (PPP) e (iv) ameaça a habitats de uma série de espécies animais e vegetais. A ausência de estudos investigativos sobre perdas de solo em áreas úmidas drenadas por canais artificiais dificultou uma discussão mais profunda sobre a temática. Além disso, a carência de um MDE com melhor resolução espacial (PIJL et al., 2020) e a não calibração do modelo RUSLE para estimar taxas de erosão para áreas de relevo plano são também fatores limitantes.

Diante deste cenário, é imprescindível o fechamento e/ou isolamento desses canais artificiais, pois afetam a integridade ecológica não apenas do *banhado*, mas de toda a bacia do Rio da Prata. Além disso, devem ser adotadas medidas conservacionistas efetivas para mitigação e controle desses processos erosivos, tendo em vista a preservação desse ecossistema.

Entre 1986 e 2016 a perda média de solo na pastagem foi de 0,72 Mg/ha/ano e 0,04 Mg/ha/ano de exportação de sedimentos (Tabela 17). Estudos conduzidos por Cunha et al. (2017) e Colman et al. (2018) encontraram valores superiores (6,37 Mg/ha/ano e < 20 Mg/ha/ano) para áreas de pastagem localizadas no Bioma Cerrado. Nossos resultados estão consistentes com os observados por Aneseyee et al. (2020) que mostraram valores mínimos ( $\cong$  0,01 Mg/ha/ano) de exportação de sedimentos em áreas de pastagem. Outra pesquisa realizada na bacia do Rio Qiantang encontrou valores médios inferiores a 1,94 Mg/ha/ano para pastagem. Os atributos físico-químicos dos solos e a ocorrência de pastagens bem manejadas na maior parte da área de estudo (com exceção da região sudeste) proporcionaram o baixo valor de perda de solo e exportação de sedimentos. As pastagens bem manejadas promovem elevada cobertura ao solo, favorecem na estabilização da estrutura e na formação de agregados maiores e mais estáveis, aumentam a infiltração de água no solo e, conseqüentemente, reduzem as perdas de solo pelo processo erosivo (PANACHUKI et al., 2006; ALMEIDA et al., 2016).

Os resultados mostraram que a pastagem apresentou perdas de solo média de < 2 Mg/ha/ano (ligeiramente leve), entretanto, os resultados apontam que as perdas de solo grau moderado e intenso ocorreram nas porções sudeste e extremo sudeste da bacia, em áreas de pastagens degradadas nos entornos das nascentes e margens dos córregos (Figura 30b). O desenvolvimento desses processos erosivos nas Áreas de Preservação Permanente (APPs) é um indicativo do impacto negativo da conversão da vegetação ciliar para pastagem, principalmente, nas cabeceiras de drenagem (Figura 30c). Outros fatores como a presença de colinas convexas com inclinações < 20% associada a solos com alta erodibilidade (Argissolos os Gleissolos) colaboraram para as taxas altas de erosão do solo nessa região.

Recentemente, Cunha et al. (2021) identificaram que durante os anos de 1986 a 2016, a diminuição das áreas de vegetação nativa na bacia do Rio da Prata ocorreu, principalmente, pela conversão em cultivos de pastagens, verificando-se entre os anos de 1986 e 2007 a substituição de 21.19 km<sup>2</sup> de mata ciliar por pastagem cultivada. A eficácia da mata ciliar na proteção dos recursos hídricos é influenciada pela largura da faixa vegetativa, ou seja, quanto

maior a largura, maior a proteção (Liu et al., 2008). Além disso, as características biofísicas da bacia hidrográfica como, declive, posição na paisagem e tamanho do corpo de água também influenciam na funcionalidade da mata ciliar (Guidotti et al., 2020; Lee et al., 2004). Rodrigues et al. (2018) destacaram que as áreas agrícolas utilizadas de modo intensivo podem deteriorar a qualidade da água nas bacias hidrográficas tropicais. Taniwaki et al. (2017) constataram que nas nascentes onde a vegetação nativa é preservada, a qualidade da água apresenta melhores condições (menores concentrações de nitrato e temperatura).

Assim, algumas medidas economicamente viáveis que podem ser aplicadas para controlar os processos erosivos nessas áreas de pastagem degradada (Crouzeilles et al., 2017; Cunha et al., 2017; Falcão et al., 2020) e evitar a degradação da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio da Prata, tais como: (i) reflorestamento das margens e nascentes dos afluentes com espécies de árvores nativas, (ii) pousio e isolamento dessas áreas para permitir a regeneração natural da vegetação e (iii) evitar o avanço das pastagens e culturas anuais nas áreas adjacentes às nascentes e margens dos córregos.

#### **7.5.11 Cenários futuros de perdas de solo**

Em 2100, as classes agricultura e terra preparada para plantio (Tabela 18) apresentou perdas médias de 1,86 e 10,43 Mg/ha/ano, respectivamente. Em relação ao ano de 2016, a classe agricultura apresenta um crescimento de 5,78% na taxa média de erosão, por outro lado, a terra preparada para plantio teve uma redução de aproximadamente 4,22% na taxa média de erosão anual. Recentemente Cunha et al. (2021) mostraram que as áreas agrícolas (agricultura e terra preparada para plantio) podem aumentar em até 49% entre 2033 e 2100. Portanto, o resultado deste estudo revela a necessidade de uma maior atenção dos órgãos de fiscalização ambiental que atuam na região, como o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e do Recursos Naturais, Instituto Ambiental de Mato Grosso do Sul, e Polícia Militar Ambiental) em relação a expansão das atividades agrícolas, para garantir a conservação do solo e da água, e consequentemente garantir a manutenção do setor econômico na região.

Tabela 18- Perdas de solo por classes de uso e cobertura da terra para os anos de 2050, 2100 e mudança relativa em relação ao ano de 2016.

Classes de uso e cobertura da terra	2050			2100			Mudança relativa 2016–2100	
	Area (%)	Média	SD	Area (%)	Média	SD	Area (%)	Média
Pastagem	37,57	0,45	3,52	36,59	0,44	3,27	-9,40	-4,35
Agricultura	1,05	1,44	2,77	1,22	1,83	5,50	117,49	5,78
Terra preparada para plantio	13,16	10,55	16,41	14,29	10,43	15,65	44,71	-4,22
<i>Banhado</i>	5,82	0,26	1,31	3,79	0,26	1,16	-60,65	4,00
Mata ciliar	10,31	0,66	4,05	10,82	0,64	3,51	26,67	-15,79
Cerrado	5,00	1,04	4,35	4,79	0,96	3,85	-16,19	-4,95
Floresta estacional semidecidual	9,29	2,14	4,95	10,44	2,01	4,80	21,83	-14,47
Campos gramíneos úmidos	16,23	0,86	4,01	16,36	0,84	3,60	9,39	-11,58
Solo exposto	1,24	47,26	65,77	1,22	46,64	64,64	-16,70	-2,85

Sendo assim, nos rios da região do Parque Nacional Serra da Bodoquena, especialmente o Rio da Prata é primordial a preservação dos recursos hídricos, da fauna e da flora para a manutenção das atividades de ecoturismo local e, conseqüentemente, da viabilidade econômica dos municípios de Bonito e Jardim. Portanto, a cooperação entre os setores governamentais, institutos de pesquisa, universidades e iniciativas privadas é crucial para a criação de ações com planejamento e gestão integrados visando a conservação do solo e da água. A elaboração de diretrizes para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável pode ser o caminho para alcançar o equilíbrio entre a conservação da natureza e o desenvolvimento econômico.

## 8. CONCLUSÕES

Os resultados evidenciam que a bacia do Rio da Prata vem passando por uma rápida fase de degradação desde as últimas décadas do século XXI, devido a pressões múltiplas, vem perdendo rapidamente sua integridade ambiental.

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que a *OBIA*, usada com imagens de média resolução espacial, apresentou-se como uma ferramenta robusta no mapeamento das mudanças do uso e cobertura da terra no bioma Cerrado e Mata Atlântica. Os índices da avaliação da classificação foram excelentes, superando 89% de acurácia global para todos os anos.

Os resultados comprovam que as mudanças ocorridas ao longo das três décadas na bacia hidrográfica do Rio da Prata foram em razão do avanço da agropecuária. Essas transformações aconteceram em duas etapas bem distintas. Em um primeiro momento, com a pecuária

extensiva que tem dominado a área de estudo desde os anos 80 no estado do Mato Grosso do Sul. Essa atividade teve impacto direto na redução da vegetação nativa (*banhado*, cerrado, floresta estacional semidecidual e campos gramíneos úmidos) dos Biomas Cerrado e Mata Atlântica, em decorrência da conversão para pastagem.

Identificamos que entre os anos de 1986 e 2007 as áreas agrícolas (agricultura e terras agrícolas em pousio) não tiveram um crescimento expressivo, mas houve uma expansão considerável se comparadas com a pastagem. No entanto, suas transições foram exclusivamente na região considerada a mais importante da bacia hidrográfica do Rio da Prata, o *banhado*. Também, constatamos que o processo de transformação foi dinâmico, e se intensificou em 2007. Esse fato é comprovado por uma mudança no histórico de uso e cobertura da terra da área de estudo que ocorreu entre os anos de 2007 e 2016, na qual, uma área considerável de pastagem foi convertida em terras agrícolas em pousio. Fatores favoráveis para práticas agropastoris, como relevo plano e solo com boa aptidão agrícola, influenciaram o avanço das safras anuais na região do *banhado*.

Dentre todas essas mudanças, a situação mais alarmante é na área do *banhado*. Seguindo a atual tendência de uso do solo, estimamos que até 2100 esta área seja reduzida pela metade, e sem dúvida essas alterações na paisagem afetarão todo o ecossistema da bacia. Ressaltamos também que os impactos negativos na vegetação nativa, principalmente no *banhado*, que tem influência direta no setor econômico da região, uma vez que, para o desenvolvimento das atividades de ecoturismo é essencial a preservação da qualidade ambiental do Rio da Prata. Embora, exista três unidades de conservação inseridas na bacia hidrográfica do Rio da Prata, cada uma visa a preservação de uma área natural específica. Assim, é altamente recomendada a criação de uma UC no *banhado* com objetivo de potencializar a preservação do seu ecossistema singular, bem como a proteção dos fragmentos de vegetação nativa remanescentes na região, é altamente recomendada.

O modelo CA-Markov apresentou-se como uma ferramenta robusta e eficaz na predição do uso e cobertura da terra, simulando com sucesso a expansão das atividades agrícolas na bacia do Rio da Prata. No entanto, encontramos dificuldade para calibrar o modelo, possivelmente devido ao elevado número de classes e/ou pela intensidade das mudanças do uso e cobertura da terra que ocorrem no período analisado, influenciado pela agropecuária. Diante do exposto, recomendamos para os estudos futuros em bacias hidrográficas agrícolas com características

similares a utilização de uma base consistente de mapas de uso e cobertura da terra, preferencialmente com um menor número de classes a fim de evitar uma demora na calibração do modelo e simulações imprecisas.

Os resultados mostraram que ocorreu um declínio nas perdas de solo e exportação de sedimentos nos últimos 30 anos (1986- 2016). As perdas de solo total sofreram uma redução de 10,20 milhões de toneladas em 1986 para 4 milhões em 2016. Com isso, a exportação de sedimentos total diminuiu significativamente em 69,86%, passando de 1 milhão de toneladas para 321 mil toneladas. A redução da exportação de sedimentos total foi causada, principalmente, pela transição dos valores mais elevados do SDR para áreas de relevo plano, associado a solos com baixo índice de erodibilidade, além disso, a ocorrência de pastagens com boa cobertura vegetativa, e a adoção de terraços (identificados a partir de 2002) em grande parte dessas pastagens e terras agrícolas minimizaram as perdas de solos, e conseqüentemente diminuíram a quantidade de exportação de sedimentos para o Rio da Prata.

Verificou-se que entre 1986 e 2016 houve o predomínio de perdas de solo <5 Mg/ha/ano em aproximadamente 92% da área de estudo, influenciada principalmente pelos fatores LS, K e C. Os resultados obtidos para os cenários futuros de erosão do solo mostram que entre 2050 e 2100 ocorreu um crescimento de 13,84% das áreas de perdas de solos >10 Mg/ha/ano. Entre 2016 a 2100 as classes moderada, intensa e extremamente intensa aumentaram em 34,41%, 36,41% e 23,96%, respectivamente. Esse crescimento nas áreas com maiores graus de erosão aconteceram em regiões bem distintas: A noroeste da bacia devido a expansão das áreas de terra preparada para plantio, onde o solo permaneceu sem cobertura vegetal por longo período do ano e floresta estacional semidecidual que é influenciada pelo relevo montanhoso da Serra da Bodoquena (Fator LS elevado), e com mais intensidade a sudeste da bacia, nas áreas de solo exposto no médio e alto curso do Rio Verde, onde o relevo é dominado por colinas com predomínio de pastagem mal manejada.

No período analisado (1986 a 2016), o *banhado* apresentou a menor perda de solo (0,23 Mg/ha/ano). Observou-se que as taxas de erosão do solo nessa classe variaram apenas 8,69%. Embora a região do *banhado* apresente um baixo potencial erosivo com taxa anual de exportação de sedimentos com valores mínimos, a presença dos canais artificiais de drenagem favoreceu o escoamento concentrado, o que possibilitou o desenvolvimento de processos erosivos nas margens de alguns drenos. Além disso, constatou-se que devido a conexão desses

drenos com o canal principal do Rio da Prata, pode ocorrer o turvamento de suas águas nos meses mais chuvosos (outubro a março), comprometendo temporariamente as atividades de ecoturismo por diminuir a transparência das águas, justamente no período de maior concentração de turistas.

Entre 2016 e 2100 a classe agricultura apresentou um crescimento de apenas 5,78% na taxa média de erosão, por outro lado, a terra preparada para plantio teve uma redução expressiva de aproximadamente 4,22% na taxa média de erosão anual. Entretanto, existe uma tendência de crescimento das áreas agrícolas até o ano de 2100.

Identificamos os fatores que influenciaram no turvamento do Rio da Prata no ano de 2018, sendo eles: (i) valores elevados do IC na área onde ocorreu o carreamento de sedimentos, determinados principalmente pelo extenso comprimento de rampa; (ii) A conversão de pastagem para agricultura afetou o SDR, contribuindo para uma maior conectividade espacial com o IC, relação caracterizada pela baixa cobertura vegetal na área de cultivo, uma vez que a cultura da soja estava no estágio inicial; (iii) ausência de práticas de conservação do solo e água e (iv) intensidade da chuva, pois a erosividade tem forte correlação com a taxa de entrega de sedimentos nos cursos d'água. Nesse episódio, a vegetação ciliar, embora preservada, não promoveu a proteção do curso hídrico, mostrando que é fundamental a adoção das melhores práticas de gerenciamento nas áreas de produção agrícola da bacia, principalmente onde as rampas são extensas e/ou o declive é superior a 2%, a fim de reduzir a velocidade do escoamento superficial e controlar o movimento de sedimentos na superfície em direção aos canais de drenagem.

Por fim, os resultados alcançados destacaram a importância da avaliação dos impactos das mudanças no uso e cobertura da terra na erosão do solo e na exportação de sedimentos em bacias hidrográficas agrícolas. Diante disso, é necessária uma maior atenção dos órgãos ambientais de fiscalização para de garantir a adoção de práticas agronômicas de manejo sustentável do solo por parte dos produtores rurais, responsáveis técnicos, bem como, promover o desenvolvimento de estratégias ambientais e políticas para a conservação do solo e da água na região do Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

## REFERÊNCIAS

- ACHARD, F. et al. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. **Global Change Biology**, v. 20, n. 8, p. 2540–2554, 2014.
- ACREMAN, M.; HOLDEN, J. How wetlands affect floods. **Wetlands**, v. 33, n. 5, p. 773-786, 2013.
- AGGARWAL, N.; SRIVASTAVA, M.; DUTTA, M. Comparative analysis of pixel-based and object-based classification of high-resolution remote sensing images—a review. **International Journal of Engineering Trends and Technology**, 38, 5–11. 2016
- AGHSAEI, H. et al. Effects of dynamic land use/land cover change on water resources and sediment yield in the Anzali wetland catchment, Gilan, Iran. **Science of the Total Environment**, v. 712, p. 136449, 2020.
- ALATORRE, L.C. et al. Soil erosion and sediment delivery in a mountain catchment under scenarios of land use change using a spatially distributed numerical model. **Hydrol. Earth Syst. Sci.** 16, 1321–1334, 2012.
- ALMEIDA, C.M.; MONTEIRO, A.M.V.; CÂMARA, G. Perspectiva histórica de modelos de dinâmicas urbanas e regionais. In: Geoinformação em urbanismo: cidade real x cidade virtual. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 368 p.
- ALMEIDA, F. F. M. Depósitos de origem glacial no território de Ponta Porã. Estado de Mato Grosso. **Anais da academia brasileira de geociências**, Rio de Janeiro, 17(1):1-11,1945
- ALMEIDA, F. F. M. Geologia da serra da Bodoquena (Mato Grosso). **Boletim da Divisão de Geologia e Mineralogia**. Rio de Janeiro (219):1-96,1965.
- ALMEIDA, F. F. M. Geologia do Centro-Oeste Mato-Grossense. **Boletim da Divisão de Geologia e Mineralogia**. Rio de Janeiro (215):1-133,1964.
- AL-SHARIF, A. A. A.; PRADHAN, B. Monitoring and predicting land use change in Tripoli Metropolitan City using an integrated Markov chain and cellular automata models in GIS. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 7, n. 10, p. 4291–4301, 2014.
- AMUNDSON, R. et al. Soil and human security in the 21st century. **Science**, v. 348, n. 6235, 2015.
- ANACHE, J. A. A. et al. Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, v. 622–623, p. 140–151, 2018.

ANAND, J.; GOSAIN, A. K. KHOSA, R. Prediction of land use changes based on Land Change Modeler and attribution of changes in the water balance of Ganga basin to land use change using the SWAT model. **Science of the total environment**, v. 644, p. 503-519, 2018.

ANDERSON, J. R. et al. A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data. **Geological Survey Professional Paper** 964, p. 34, 1976.

ANESEYEE, A. B. et al. Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. **Science of the Total Environment**, v. 728, p. 138776, 2020.

ARRUDA, D. D. O.; OLIVEIRA, G. M. DE; MARIANI, M. A. P. Competitividade do sistema produtivo do turismo em Bonito, MS a partir de uma visão baseada em recursos. p. 399–408, 2014.

ARSANJANI, J. J. et al. Integration of logistic regression, Markov chain and cellular automata models to simulate urban expansion. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 21, n. 1, p. 265–275, 2012.

ASLAMI, F; GHORBANI, A. Object-based land-use/land-cover change detection using Landsat imagery: a case study of Ardabil, Namin, and Nir counties in northwest Iran. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, n. 7, p. 376, 2018.

BACANI, V. M. et al. Markov chains–cellular automata modeling and multicriteria analysis of land cover change in the Lower Nhecolândia subregion of the Brazilian Pantanal wetland. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 10, n. 1, p. 016004, 2016.

BASSE, R. M. et al. Land use changes modelling using advanced methods: Cellular automata and artificial neural networks. The spatial and explicit representation of land cover dynamics at the cross-border region scale. **Applied Geography**, v. 53, p. 160–171, 2014.

BENZ, U. C. et al. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. **ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing**, v. 58, n. 3-4, p. 239-258, 2004.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico alumínico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 2, p. 451-461, 2001.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO F. **Conservação do Solo**. São Paulo. Ícone, 355. 1985

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. São Paulo. Ícone. p. 355, 2008.

BEUCHLE, R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116–127, 2015.

BEURLIN, K. A geologia pós- algonquiana do sul do Estado de Mato Grosso. **Boletim da Divisão de Geologia e Mineralogia**. Rio de Janeiro (163): 1-137, 1956.

BLACKWELL, Martin SA; PILGRIM, Emma S. Ecosystem services delivered by small-scale wetlands. **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, n. 8, p. 1467-1484, 2011.

BLANN, Kristen L. et al. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 39, n. 11, p. 909-1001, 2009.

BLASCHKE, T. Object based image analysis for remote sensing. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, v. 65, n. 1, p. 2-16, 2010.

BLASCHKE, T.; BURNETT, C.; PEKKARINEN, A. New contextual approaches using image segmentation for object-based classification. In: De Meer, F., de Jong, S (Eds.), Remote Sensing Image Analysis: Including the spatial domain. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 211–236, 2004

BONITO. Anuário estatístico do turismo de Bonito-MS ano base 2016. Bonito, Mato Grosso do Sul. 2017. Disponível em: <http://otbonito.com.br/wp-content/uploads/2019/06/Anuario-OTEB-2016.pdf>. Acesso em 28/07/2019

BORSELLI, L., CASSI, P., TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: a GIS and field numerical assessment. **Catena** 75, 268–277, 2008.

BRASIL, Ministério das Minas e Energias. Secretaria Geral. Projeto RADAMBRASIL: Geologia, Geomorfologia, Pedologia, Vegetação e Uso potencial da terra. Rio de Janeiro, Folha SE. 21, Campo Grande, 1982.

BRASIL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Econômico, Produção e Agricultura Familiar (SEMAGRO). Perfil Estatístico de Mato Grosso do Sul: Ano Base: 2016 Campo Grande. 2018

BRODT, S. et al. Sustainable Agriculture. *Nature Education Knowledge* 3(10):1. 2011.

BURROUGH, P. Dynamic modelling and geocomputation. *Geocomputation: A Primer*. P. Longley, M. Batty and R. McDonnel. London, John Wiley & Sons. 1998.

BUSCIOLI, R. R.; SOUZA, A. O. Estratégias de crescimento polarizado e sua relação com (re)produção do espaço sul-mato-grossense: uma análise da tendência à concentração. **Entre-Lugar**, Dourados, MS, ano 1, n. 2, p. 119-144, 2010.

CÂMARA, A. S. Spatial Simulation Modelling. *Spatial Analytical Perspectives on GIS*. M. Fisher. London, Taylor & Francis: 213-218. 1996.

CAMERA, C. et al. Quantifying the effectiveness of mountain terraces on soil erosion protection with sediment traps and dry-stone wall laser scans. **Catena**, v. 171, p. 251-264, 2018.

CAMPBELL, J.B.; WYNNE, R.H. Introduction to Remote Sensing; Guilford Press: New York, NY, USA, volume 5, 2011.

CEMIN, G; DUCATI, J. stochastic models applied to dynamic evaluation of forest landscape of remainings from Atlantic Forest in the city of Caxias do Sul- RS. **Revista Árvore**, v. 39, n. 6, p. 1019-1030, 2015.

CHEN, D.; WEI, W.; CHEN, L. Effects of terracing practices on water erosion control in China: A meta-analysis. **Earth-Science Reviews**, v. 173, p. 109-121, 2017.

CHEN, S; ZHA, X. Evaluation of soil erosion vulnerability in the Zhuxi watershed, Fujian Province, China. **Natural Hazards**, p. 1-19, 2016. DOI: 10.1007/s11069-016-2258-4

CLARKE, K. C. Cellular automata and agent-based models. Handbook of regional science, p. 1-16, 2018.

CLEVE, J. R. A organização turística do município de Jardim –MS e o seu significado no parque nacional Serra da Bodoquena. AGB. UFGD. **Anais**. VII Congresso Brasileiro de Geógrafos. ES, Ago, 2014. ISBN:978-85-98539-04-1

COLMAN, Carina B. et al. Effects of climate and land-cover changes on soil erosion in Brazilian Pantanal. **Sustainability**, v. 11, n. 24, p. 7053, 2019.

CONGALTON, R. G. et al. Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data—Principles and Practices. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**. v. 11, p. 448–449, 2009.

CORRÊA, V. L. et al. Projeto Bodoquena, relatório final. Goiânia, DNPM/CPRM, v.14,1975

COUCLELIS, H. “From Cellular Automata to Urban Models: New Principles for Model Development and Implementation.” Environment and Planning B: Planning and Design 24: 165-17, 1997.

CROUZEILLES, Renato et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science advances**, v. 3, n. 11, p. e1701345, 2017.

CUNHA, E. R.; BACANI, V. M.; PANACHUKI, E. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. **Natural Hazards**, v. 85, n. 2, p. 851-868, 2017.

CUNHA, E. R. 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. **Environmental monitoring and assessment**, v. 192, n. 2, p. 1-15, 2020.

DA SILVA, G. J. F. et al. Spatiotemporal variability of vegetation due to drought dynamics (2012–2017): a case study of the Upper Paraíba River basin, Brazil. **Natural Hazards**, v. 102, n. 3, p. 939-964, 2020.

DA SILVA, R. M. et al. Hydrological simulation in a tropical humid basin in the Cerrado biome using the SWAT model. *Hydrology Research*, n. November, p. nh2018222, 2018.

DEFINIENS. Definiens professional 5: Reference book. Munich, Germany: The Imaging Intelligence Company, 2006. 122 pp

DEMATTÊ, J. A. M; DA SILVA TERRA, F. Spectral pedology: a new perspective on evaluation of soils along pedogenetic alterations. **Geoderma**, v. 217, p. 190-200, 2014.

DISSMEYER, G. E.; FOSTER, G. R. A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land. Atlanta: USDA Forest Service. p. 40, 1980.

DOU, J. et al. Automatic detection of sinkhole collapses at finer resolutions using a multi-component remote sensing approach. **Natural Hazards**, v. 78, n. 2, p. 1021–1044, 2015.

DURIGON, V. L. et al. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. **International Journal of Remote Sensing**, v. 35, n. 2, p. 441-453, 2014. DOI: 10.1080/01431161.2013.871081

EASTMAN, J. R. IDRISI Selva; Clark Labs, Clark University: Worcester, MA, USA, 2012.

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

EDWARDS, A. P.; BREMNER, J. M. Microaggregates in soils 1. **Journal of Soil Science**, v. 18, n. 1, p. 64-73, 1967.

EFTHIMIOU, N. The importance of soil data availability on erosion modeling. *Catena*, v. 165, p. 551-566, 2018.

ETEMADI, H.; SMOAK, J. M.; KARAMI, J. Land use change assessment in coastal mangrove forests of Iran utilizing satellite imagery and CA–Markov algorithms to monitor and predict future change. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 5, 2018.

FAGUNDES, M. B. B. et al. Desenvolvimento econômico do estado de Mato Grosso do Sul: Uma análise da composição da balança comercial. **Desenvolvimento em Questão**, v. 15, n. 39, p. 112-140, 2017.

FALCÃO, S. K. et al. Surface runoff and soil erosion in a natural regeneration area of the Brazilian Cerrado. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 8, n. 2, p. 124-130, 2020.

FANG, J. et al. Evaluation of the TRMM 3B42 and GPM IMERG products for extreme precipitation analysis over China. **Atmospheric research**, v. 223, p. 24-38, 2019.

FAO. Soil erosion: the greatest challenge to sustainable soil management. Rome. 100 pp.2019

FECOMÉRCIO, Federação do Comércio do Estado do Mato Grosso do Sul. Observatório de Turismo e Eventos de Bonito. Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Disponível em: <http://www.fecomercio-ms.com.br/observatorio-de-turismo-de-bonito-disponibiliza-site-para-pesquisas/>. Acesso em 28/07/2019

FERRARI, R. et al. Modelagem dinâmica do uso e cobertura da terra da Quarta Colônia, RS. 2008.

FLANDERS, D.; HALL-BEYER, M.; PEREVERZOFF, J. Preliminary evaluation of eCognition object-based software for cut block delineation and feature extraction. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 4, p. 441-452, 2003.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. Food and Agricultural commodities production. Country rank in the world, by commodity. 2016 available at: [http://www.fao.org/faostat/en/#rankings/countries\\_by\\_commodity](http://www.fao.org/faostat/en/#rankings/countries_by_commodity)

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. The state of food and agriculture, 2006: Food aid for food security? (No. 37).2006

FORD, A. et al. 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.

FU, B. et al. The relationships between land use and soil conditions in the hilly area of the loess plateau in northern Shaanxi, China. **Catena**, v. 39, n. 1, p. 69-78, 2000.

FU, X.; WANG, X.; YANG, Y. J. Deriving suitability factors for CA-Markov land use simulation model based on local historical data. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 10–19, 2018.

GALDINO, S. **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do alto Taquari - MS/MT**. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola, 2012.

GANASRI, B. P.; RAMESH, H. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS-A case study of Nethravathi Basin. **Geoscience Frontiers**, v. 7, n. 6, p. 953-961, 2016.

GASHAW, T. et al. Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. **Science of the Total Environment**, v. 619, p. 1394-1408, 2018.

- GELAW, A. M.; SINGH, B. R.; LAL, R. Organic carbon and nitrogen associated with soil aggregates and particle sizes under different land uses in Tigray, Northern Ethiopia. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 7, p. 690-700, 2015.
- GELFAND, I. et al. Sustainable bioenergy production from marginal lands in the US Midwest. **Nature**, v. 493, n. 7433, p. 514–517, 2013.
- GHOSH, P. et al. Application of Cellular automata and Markov-chain model in geospatial environmental modeling- A review. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 5, p. 64–77, 2017.
- GIBBS, H. K.; SALMON, J. M. Mapping the world's degraded lands. *Applied Geography*, v. 57, p. 12–21, 2015.
- GILBERTSON, J. K.; KEMP, J.; VAN NIEKERK, A. Effect of pan-sharpening multi-temporal Landsat 8 imagery for crop type differentiation using different classification techniques. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 134, p. 151–159, 2017.
- GIMMI, U.; LACHAT, T.; BÜRGI, M. Reconstructing the collapse of wetland networks in the Swiss lowlands 1850–2000. **Landscape ecology**, v. 26, n. 8, p. 1071-1083, 2011.
- GOMES, Luciene et al. Agricultural expansion in the Brazilian Cerrado: Increased soil and nutrient losses and decreased agricultural productivity. **Land**, v. 8, n. 1, p. 12, 2019.
- GONÇALVES, A.; SCHNEIDER, R. L. Geologia do centro-leste de Mato Grosso. Ponta Grossa, PETROBRÁS-DESUL, 1970
- GONG, W. et al. Analysis and simulation of land use spatial pattern in harbin prefecture based on trajectories and cellular automata-markov modelling. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 34, n. 1, p. 207–216, 2015a.
- GONG, W. et al. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation Analysis and simulation of land use spatial pattern in Harbin prefecture based on trajectories and cellular automata — Markov modelling. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, v. 34, p. 207–216, 2015b.
- GOODCHILD, M. F. Geographical data modeling. **Computers & Geosciences**, v.4, n.18, p.401-408, 1992
- GRAMLICH, A. et al. Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields–A review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 266, p. 84-99, 2018.

- GRECCHI, R. C. et al. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. **Applied Geography**, v. 55, p. 300–312, 2014.
- 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.
- GUERRA, A. et al. The importance of Legal Reserves for protecting the Pantanal biome and preventing agricultural losses. **Journal of environmental management**, 260, 110128, 2020.
- GUIDOTTI, V. et al. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. **Land Use Policy**, v. 94, p. 104511, 2020.
- GUIMARÃES, P.; SILVA, J. O turismo na microrregião da Bodoquena-MS. In: Simpósio De Geotecnologias No Pantanal, 7. Jardim. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2018.
- HALMY, M. W. A. et al. Land use/land cover change detection and prediction in the north-western coastal desert of Egypt using Markov-CA. **Applied Geography**, v. 63, p. 101–112, 2015.
- HAMEL, P. et al. A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): case study of the cape fear catchment, North Carolina, USA. **Sci. Total Environ.** 524, 166–177, 2015.
- HAMEL, P. et al. Sediment delivery modeling in practice: comparing the effects of watershed characteristics and data resolution across hydroclimatic regions. *Sci. Total Environ.* 580, 1381–1388, 2017.
- HAN, J. et al. Agricultural land use and management weaken the soil erosion induced by extreme rainstorms. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 301, p. 107047, 2020.
- HARALICK, R. M. Image Segmentation Techniques. p. 100–132, 1985.
- HARALICK, R.; SHAPIRO, L. Image segmentation techniques. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, 29(1), 100–132, 1985.
- HAY, G. J.; CASTILLA, G. Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA): a new name for a new discipline. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G. (Eds.), *Object Based Image Analysis*. **Springer**, Heidelberg, Berlin, New York, pp. 75–89, 2008
- HOLDEN, Joseph; CHAPMAN, P. J.; LABADZ, J. C. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. **Progress in physical geography**, v. 28, n. 1, p. 95-123, 2004.
- HOU, H.; WANG, R.; MURAYAMA, Y. Scenario-based modelling for urban sustainability focusing on changes in cropland under rapid urbanization: A case study of Hangzhou from 1990 to 2035. **Science of the Total Environment**, v. 661, p. 422–431, 2019.

HOU, H.; WANG, R.; MURAYAMA, Y. Scenario-based modelling for urban sustainability focusing on changes in cropland under rapid urbanization: A case study of Hangzhou from 1990 to 2035. **Science of the Total Environment**, v. 661, p. 422-431, 2019.

HU, YANFANG et al. Risk assessment of soil erosion by application of remote sensing and GIS in Yanshan Reservoir catchment, China. **Natural Hazards**, v. 79, n. 1, p. 277-289, 2015. doi: 10.1007/s11069-015-1841-4

HUGHES, C. E. Are there many different routes to becoming a global biodiversity hotspot? **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 17, p. 4275–4277, 2017.

HUSSAIN, M.; CHEN, D.; CHENG, A.; WEI, H.; STANLEY, D. Change detection from remotely sensed images: From pixel-based to object-based approaches. **ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.** 80, 91–106, 2013.

IRWIN, E. G.; GEOGHEGAN, J. Theory, data, methods: developing spatially explicit economic models of land use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 85, n. 1-3, p. 7-24, 2001.

JAYNE, T. S. et al. Sustainable agricultural intensification in an era of rural transformation in Africa. **Global Food Security**, v. 20, n. January, p. 105–113, 2019.

JIANG, L. et al. Estimation of soil erosion in some sections of Lower Jinsha River based on RUSLE. **Natural Hazards**, v. 76, n. 3, p. 1831-1847, 2015. DOI: 10.1007/s11069-014-15696  
KAMUSOKO, C. et al. Rural sustainability under threat in Zimbabwe - Simulation of future land use/cover changes in the Bindura district based on the Markov-cellular automata model. **Applied Geography**, v. 29, n. 3, p. 435–447, 2009.

KAMUSOKO, C. Markov-cellular automata in geospatial analysis. In *Progress in Geospatial Analysis*; Murayama, Y., Ed.; **Springer**: Tokyo, Japan, pp. 107–124. 2012

KARTIKEYAN, B.; SARKAR, A.; MAJUMDER, K. L. A segmentation approach to classification of remote sensing imagery. **International Journal of Remote Sensing** 19 (9), 1695–1709, 1998.

KESHTKAR, H.; VOIGT, W. A spatiotemporal analysis of landscape change using an integrated Markov chain and cellular automata models. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 2, n. 1, p. 1–13, 2015.

KINDU, M. et al. Land use/land cover change analysis using object-based classification approach in Munessa-Shashemene landscape of the Ethiopian highlands. **Remote Sensing**, v. 5, n. 5, p. 2411–2435, 2013.

KUMAR, A.; DEVI, M.; DESHMUKH, B. Integrated remote sensing and geographic information system-based RUSLE modelling for estimation of soil loss in western Himalaya, India. **Water resources management**, v. 28, n. 10, p. 3307-3317, 2014.

LAMBIN, E. F. Modelling Deforestation Processes: a Review. TREES Series B. Research Report 1. Office of Official Publications of the European Community, Luxembourg, 113 pp. 1994.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159, 1977.

LANG, S. Object-based image analysis for remote sensing applications: modeling reality – dealing with complexity. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J (Eds.), Object-based image analysis. **Springer**, Heidelberg, Berlin, New York, pp. 1–25, 2008.

LAPOLA, D. M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 1, p. 27–35, 2014.

LE BOURLEGAT, C. A. **Mato Grosso do Sul e Campo Grande: articulações-temporais**. 425f. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista. Presidente Prudente, 2000

LEE, Philip; SMYTH, Cheryl; BOUTIN, Stan. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. **Journal of Environmental Management**, v. 70, n. 2, p. 165-180, 2004.

LENNARTZ, Bernd et al. Effects of artificial drainage on water regime and solute transport at different spatial scales. Soil Hydrology, **Land Use and Agriculture**, p. 266, 2011.

LI, Q. et al. Object-based crop classification with Landsat-MODIS enhanced time-series data. **Remote Sensing**, v. 7, n. 12, p. 16091–16107, 2015.

LI, Y. et al. Increase in farm size significantly accelerated stream channel erosion and associated nutrient losses from an intensive agricultural watershed. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 295, p. 106900, 2020.

LI, Y. et al. Spatial–Temporal Evolution of Soil Erosion in a Typical Mountainous Karst Basin in SW China, Based on GIS and RUSLE. **Arabian Journal for Science and Engineering**, v. 41, n. 1, p. 209–221, 2016.

LI, Z.; FANG, H. Impacts of climate change on water erosion: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 163, p. 94-117, 2016.

LIMA, J. F.; PIFFER, M.; OSTAPECHEN, L. A. P. The regional economic growth of Mato Grosso do Sul State in Brazil. **Interações** (Campo Grande), v. 17, n. 4, p. 757-766, 2016.

LIPING, C; YUJUN, S.; SAEED, S. Monitoring and predicting land use and land cover changes using remote sensing and GIS techniques—A case study of a hilly area, Jiangle, China. **PloS One**, v. 13, n. 7, 2018.

LIU, D. et al. A new temporal – spatial dynamics method of simulating land-use change. **Ecological Modelling**, v. 350, p. 1–10, 2017.

LIU, T.; YANG, X. Monitoring land changes in an urban area using satellite imagery, GIS and landscape metrics. **Applied Geography**, v. 56, p. 42–54, 2015.

LIU, Xingmei; ZHANG, Xuyang; ZHANG, Minghua. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 5, p. 1667-1674, 2008.

LOARIE, S. R. et al. Direct impacts on local climate of sugar-cane expansion in Brazil. **Nature Climate Change**, v. 1, n. 2, p. 105, 2011.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, v. 51, n. 2, p. 189-196, 1992

LOSIRI, C. et al. Modeling urban expansion in Bangkok Metropolitan region using demographic–economic data through cellular automata-Markov Chain and multi-Layer perceptron-Markov chain models. **Sustainability**, v. 8, n. 7, p. 686, 2016

LU, Y. et al. Detection and prediction of land use/land cover change using spatiotemporal data fusion and the Cellular Automata–Markov model. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 2, 2019.

LUETZENBURG, G. et al. Climate and land use change effects on soil erosion in two small agricultural catchment systems Fugnitz–Austria, Can Revull–Spain. **Science of the Total Environment**, v. 704, p. 135389, 2020.

MAGUIRE, D.; BATTY, M.; GOODCHILD, M. GIS, spatial analysis and modeling. Redlands, CA: Esri Press, 2005.

MARCELINO, V.; SCHAEFER, C. E. G. R; STOOPS, G. Oxic and related materials. In: Interpretation of micromorphological features of soils and regoliths. Elsevier, 2018. p. 663-689.

MARTINS, S. G. et al. Covermanagement factor and soil and water losses from eucalyptus cultivation and Atlantic Forest at the Coastal Plain in the Espírito Santo State, Brazil. **Scientia Forestalis** 38: 517–526. 2010

MAS, J. F. et al. Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. **Environmental Modelling and Software**, v. 51, p. 94–111, 2014.

MCCOOL, D. K. et al. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, 32(5), 1571-1576. 1989.

MCCOOL, D. K. et al. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, 30(5), 1387-1396. 1987

MELLO, K. DE et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, n. September 2017, p. 130–138, 2018.

MELO, D. C. D et al. Performance evaluation of rainfall estimates by TRMM Multi-satellite Precipitation Analysis 3B42V6 and V7 over Brazil. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 120, n. 18, p. 9426-9436, 2015.

MILAD, M. et al. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation Improving the capability of an integrated CA-Markov model to simulate spatio-temporal urban growth trends using an Analytical Hierarchy Process and Frequency Ratio. **International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation**, v. 59, p. 65–78, 2017.

MILLER, H.J. Geocomputation. In: Fotheringham AS, Rogerson PA (eds) The SAGE handbook of spatial analysis. Sage, London, pp 397–418, 2009.

MOGES, D. M. et al. Future soil loss in highland Ethiopia under changing climate and land use. **Regional Environmental Change**, v. 20, n. 1, p. 1-14, 2020.

MONDAL, S. et al. Statistical independence test and validation of CA Markov land use land cover (LULC) prediction results. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences**, v. 19, n. 2, p. 259–272, 2016.

MTE - Ministério do Trabalho do Brasil. Portal do Fundo de Amparo ao Trabalhador. Cadastro Geral de Empregados e Desempregados (CAGED). Ministério do Trabalho, Brasília. 2019.

NAPOLI, Marco et al. Simulation of field-measured soil loss in Mediterranean hilly areas (Chianti, Italy) with RUSLE. **Catena**, v. 145, p. 246-256, 2016.

NEWSON, M. The erosion of drainage ditches and its effect on bed-load yields in mid-Wales: reconnaissance case studies. **Earth Surface Processes**, v. 5, n. 3, p. 275-290, 1980.

NÓBREGA, R. L. B. et al. Impacts of land-use and land-cover change on stream hydrochemistry in the Cerrado and Amazon biomes. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 259–274, 2018.

NOGUEIRA, V. L. et al. Projeto Bonito-Aquidauana, relatório final. Goiânia, DNPM/CPRM, v.14,1978.

NUNES, J. P. t al. Hydrological and erosion processes in terraced fields: observations from a humid Mediterranean region in northern Portugal. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 3, p. 596-606, 2018.

OADES, J. Malcolm. An introduction to organic matter in mineral soils. **Minerals In Soil Environments**, v. 1, p. 89-159, 1989.

OLIVATTI O.; RIBEIRO FILHO W. Projetos centro-oeste de Mato Grosso, Alto Guaporé e Serra Azul. Relatório Final. CPRM, Goiânia, 1976.

OLIVEIRA, J. A. et al. A GIS-based procedure for automatically calculating soil loss from the universal soil loss equation: Gisus-m. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 31, n. 6, p. 907, 2015.

OLIVEIRA, K. de et al. Markov chains and cellular automata to predict environments subject to desertification. **Journal of Environmental Management**, v. 225, n. August, p. 160–167, 2018.

OLIVEIRA, P T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: A review. **Catena**, v. 100, p. 139-147, 2013.

OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 11, p. 1524–1532, 2015.

OLIVEIRA, P.T. S.; NEARING, M. A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 11, p. 1524-1532, 2015.

OLIVEIRA, Paulo TS et al. Spatial variability of the rainfall erosive potential in the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 1, p. 69-79, 2012.

OZELKAN, E.; CHEN, G.; USTUNDAG, B. B. Multiscale object-based drought monitoring and comparison in rainfed and irrigated agriculture from Landsat 8 OLI imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 44, p. 159–170, 2016.

OZSOY, G.; AKSOY, E. Estimation of soil erosion risk within an important agricultural sub-watershed in Bursa, Turkey, in relation to rapid urbanization. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 7, p. 1-14, 2015. Doi 10.1007/s10661-015-4653-9

PADONOU, E. A. et al. Mapping changes in land use/land cover and prediction of future extension of bowé in Benin, West Africa. **Land Use Policy**, v. 69, n. September, p. 85–92, 2017.

PAL, R.; PAL, K. A review on image segmentation techniques. *Pattern Recognition* 26 (9), 1277–1294, 1993.

PALMATE, S. S.; ASSOCIATE, A. P.; MISHRA, S. K. Modelling spatiotemporal land dynamics for a trans-boundary river basin using integrated Cellular Automata and Markov Chain approach. **Applied Geography**, v. 82, p. 11–23, 2017.

PALOMINO-ÁNGEL, S.; ANAYA-ACEVEDO, J. A.; BOTERO, B. A. Evaluation of 3B42V7 and IMERG daily-precipitation products for a very high-precipitation region in northwestern South America. **Atmospheric Research**, v. 217, p. 37-48, 2019.

PANAGOS, P, et al. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-12, 2017.

PANDEY, B. K.; KHARE, D. Analyzing and modeling of a large river basin dynamics applying integrated cellular automata and Markov model. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 22, p. 1–12, 2017.

PARSONS, A. J. How reliable are our methods for estimating soil erosion by water? **Science of the Total Environment**, v. 676, p. 215-221, 2019.

PEDROSA, B. M.; CÂMARA, G. Capítulo 1 modelagem dinâmica: conceitos básicos e exemplos de sistemas. 2006

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007.

PETROPOULOS, G. P.; KALAITZIDIS, C.; PRASAD VADREVVU, K. Support vector machines and object-based classification for obtaining land-use/cover cartography from Hyperion hyperspectral imagery. **Computers and Geosciences**, v. 41, p. 99–107, 2012.

PFLUGMACHER, D.; COHEN, W. B.; KENNEDY, R. E. Using Landsat-derived disturbance history (1972-2010) to predict current forest structure. **Remote Sensing of Environment**, v. 122, p. 146–165, 2012.

PHIRI, D.; MORGENROTH, J. Developments in Landsat land cover classification methods: A review. **Remote Sensing**, v. 9, n. 9, 2017.

PIJL, A. et al. GIS-based soil erosion modelling under various steep-slope vineyard practices. **Catena**, v. 193, p. 104604, 2020.

PONTIUS, R. G.; MILLONES, M. Death to Kappa: Birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 15, p. 4407–4429, 2011.

POTT, A.; POTT, V. J. **Espécies de Fragmentos Florestais em Mato Grosso do Sul**. In R. B. Costa (Ed.), *Fragmentação Florestal e Alternativas de Desenvolvimento Rural na Região Centro-Oeste*. Campo Grande: UCDB 2003

- POTT, A. et al. Floristic elements as basis for conservation of wetlands and public policies in Brazil: the case of veredas of the Prata River. **Oecologia Aust.**, v. 23, n. 4, 2019.
- PRICE, B. et al. Future landscapes of Switzerland: Risk areas for urbanisation and land abandonment. **Applied Geography**, v. 57, p. 32–41, 2015.
- RENARD, K. G.; FOSTER, G.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Agricultural Handbook No 703. United States Department of Agriculture, Washington, DC, 1997.
- RIQUETTI, Nelva B. et al. Rainfall erosivity in South America: Current patterns and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 724, p. 138315, 2020.
- RODRIGUES, V. et al. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 622, p. 1553-1561, 2018.
- ROY, D. P. et al. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. **Remote Sensing of Environment**, v. 145, p. 154–172, 2014.
- RUTEBUKA, J.; KAGABO, D. M.; VERDOODT, A. Farmers' diagnosis of current soil erosion status and control within two contrasting agro-ecological zones of Rwanda. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 278, p. 81-95, 2019.
- SALTON, J. C. et al. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 70-79, 2014.
- SANTOS, C. A. G. et al. Cluster analysis applied to spatiotemporal variability of monthly precipitation over Paraíba state using tropical rainfall measuring mission (TRMM) data. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 637, 2019.
- SANTOS, H.G. et al. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5ª ed. Embrapa, Brasília, DF, pp. 531. 2018
- SCHIEWE, J. Segmentation of high-resolution remotely sensed data— concepts, applications and problems. In: Joint ISPRS Commission IV Symposium: Geospatial Theory, **Processing and Applications**, 2002
- SCREMIN-DIAS, E. et al. Flora de campos úmidos calcários da Serra da Bodoquena. Iheringia. **Série Botânica.**, v. 73, p. 80-92, 2018
- SETO, K. C. et al. Monitoring land-use change in the Pearl River Delta using Landsat TM. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 10, p. 1985–2004, 2002.

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

SHARP, R. et al. InVEST 3.6.0 User's Guide. Collaborative Publication by The Natural Capital Project, Stanford University, the University of Minnesota, The Nature Conservancy, and the World Wildlife Fund. Stanford University, Stanford, CA, 2018.

SHRESTHA, M., PIMAN, T., GRÜNBÜHEL, C. Prioritizing key biodiversity areas for conservation based on threats and ecosystem services using participatory and GIS-based modeling in Chindwin River Basin, Myanmar. **Ecosystem Services**, 48, 101244, 2021.

SILVA, J. S.; SILVA, R. M. DA; SANTOS, C. A. G. Spatiotemporal impact of land use/land cover changes on urban heat islands: A case study of Paço do Lumiar, **Brazil. Building and Environment**, v. 136, n. January, p. 279–292, 2018.

SILVA, R. S. **Cadeias de Markov e modelagem matemática: da abstração pseudoempírica à abstração refletida com uso de objetos virtuais**. Tese (Doutorado em Informática na Educação) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

ŠIMANSKÝ, V.; JONCZAK, J. Water-stable aggregates as a key element in the stabilization of soil organic matter in the Chernozems. **Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences**, v. 11, n. 2, p. 511-517, 2016.

SIX, J. et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, n. 2, p. 155-176, 2002.

SNYDER, Clifford S. et al. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 133, n. 3-4, p. 247-266, 2009.

SOARES FILHO, B. **Modelagem dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização Amazônica**. Tese de doutorado. escola politécnica. São Paulo. Universidade de São Paulo, 1998

STEYAERT, L. T. A Perspective on the state of environmental simulation modelling. New York: Oxford University Press, 1993.

TANIWAKI, R. H. et al. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 584, p. 339-347, 2017.

TENG, H. et al. Current and future assessments of soil erosion by water on the Tibetan Plateau based on RUSLE and CMIP5 climate models. **Science of the Total Environment** v. 635, p. 673–686, 2018.

TERRA, A. A modernização agropecuária de Mato Grosso Do Sul: 1970-1985. In: II Encontro de Grupo de Pesquisa. Uberlândia. **Anais...** UFU, v.1, p.1-19. 2006

TERRA, N. T.; FERREIRA DOS SANTOS, R.; CORTIJO COSTA, D. Land use changes in protected areas and their future: The legal effectiveness of landscape protection. **Land Use Policy**, v. 38, n. 2014, p. 378–387, 2014.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of soil science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.

TRABAQUINI, K. et al. Soil, land use time, and sustainable intensification of agriculture in the Brazilian Cerrado region. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 2, 2017.

TRAORE, A.; MAWENDA, J.; KOMBA, A. Land-Cover Change Analysis and Simulation in Conakry (Guinea), Using Hybrid Cellular-Automata and Markov Model. **Urban Science**, v. 2, n. 2, p. 39, 2018.

TRINDADE, A. L. F. et al. Spatial variability of rainfall erosivity in Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 12, p. 1918-1928, 2016.

TUCKER, C. J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote sensing of Environment**, v. 8, n. 2, p. 127-150, 1979.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, USDA, 1981. Handbook no. 282  
VAN DER KNIJFF, J. M.F.; JONES, R. J. A.; MONTANARELLA, L. Soil erosion risk assessment in Italy. JRC, European Commission, 1999.

VIEIRA, M. A. et al. Object Based Image Analysis and Data Mining applied to a remotely sensed Landsat time-series to map sugarcane over large areas. **Remote Sensing of Environment**, v. 123, p. 553–562, 2012.

VIGIAK, O. et al. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. **Geomorphology** 138, 74–88, 2012.

VIGIAK, O. et al. Detecting changes in sediment sources in drought periods: the Latrobe River case study. **Environ. Model. Softw.** 85, 42–55, 2016.

WELLAUSEN, M. et al. Land use and cover change modelling and scenarios in the Upper Uruguay Basin (Brazil). **Ecological Modelling**, v. 384, n. June, p. 128–144, 2018.

WHITESIDE, T.; AHMAD, W. A comparison of object-oriented and pixel-based classification methods for mapping land cover in North Australia. Proceedings of Spatial Science Institute Biennial Conference SSC 2005. Spatial Intelligence, Innovation and praxis: The national biennial Conference of the Spatial Science Institute. (pp. 1225–1231) Melbourne, Australia: Spatial Sciences Institute. (2005).

WISCHMEIER, W. H, SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation. Agricultural Handbook No. 537. Planning, Science and Education Administration. United States Department of Agriculture, Washington, DC, 1978.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. Soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. 1971.

WOHLRAB, B. et al. Water balance of landscape. Water circulation and waters in rural areas. Changes by land use, hydraulic engineering and cultivation. Verlag Paul Parey, Hamburg Berlin. 1993

WOLFRAM, S. A New Kind of Science. Wolfram Media, Canada. 2002

WOLFRAM, S. Cellular automata: a model of complexity. **Nature** 31, 419–424, 1984

WU, Q. et al. Monitoring and predicting land use change in Beijing using remote sensing and GIS. **Landscape and Urban Planning**, v. 78, n. 4, p. 322–333, 2006.

XU, X.; DU, Z.; ZHANG, H. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation Integrating the system dynamic and cellular automata models to predict land use and land cover change. **International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation**, v. 52, p. 568–579, 2016.

YANG, D.; KANAE, S.; OKI, T.; KOIKEL, T.; MUSIAKE, T. Global potential soil erosion with reference to land use and climate change. **Hydrological Processes** v. 17, n.14, p. :2913–2928, 2003.

YANG, Y. et al. Integrating multi-source data to improve water erosion mapping in Tibet, China. **Catena**, v. 169, p. 31-45, 2018.

YEOMANS, A.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communication Soil Science Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.

YU, Q. et al. Object based detailed vegetation classification with airborne high spatial resolution remote sensing imagery. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 72, n. 7, p. 799–811, 2006.

ZARE, M.; MOHAMMADY, M.; PRADHAN, B. Modeling the effect of land use and climate change scenarios on future soil loss rate in Kasilian watershed of northern Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 8, 2017.

ZARE, M.; PANAGOPOULOS, T.; LOURES, L. Simulating the impacts of future land use change on soil erosion in the Kasilian watershed, Iran. **Land Use Policy**, v. 67, n. July, p. 558–572, 2017.

ZAVATTINI, J. A. As chuvas e as massas de ar no estado de Mato Grosso do Sul: estudo geográfico com vista à regionalização climática. 2009.

ZHANG, H. et al. Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. **Computers & Geosciences**, v. 52, p. 177-188, 2013.

ZHAO, J. et al. Aggregate stability and size distribution of red soils under different land uses integrally regulated by soil organic matter, and iron and aluminum oxides. **Soil and Tillage Research**, v. 167, p. 73-79, 2017.

Zhou, M. et al. Identifying the effects of land use change on sediment export: Integrating sediment source and sediment delivery in the Qiantang River Basin, China. **Science of the total environment**, 686, 38-49, 2019.

ZHU, Z.; WOODCOCK, C. E. Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. **Remote Sensing of Environment**, v. 144, p. 152–171, 2014.

## APÊNDICE

### Coleta de solos na bacia hidrográfica do Rio da Prata

Os trabalhos de campo para as coletas de solos ocorreram nos anos de 2016, 2018 e 2019 (Figura 31). Foram coletadas 66 amostras na profundidade de 0 – 0,20 cm em 22 pontos ao longo da bacia. A quantidade de amostras foi decorrente do tamanho da área de estudo, outro fator limitante deu-se pelo acesso restrito as áreas das propriedades particulares (fazendas).



Figura 31- Coletas de solo nos anos de 2016, 2018 e 2019.

## Análise física e química das amostras de solos

A análise física e química do solo foi realizada em parceria com a UEMS/Aquidauana. A análise granulométrica ocorreu no laboratório de manejo e conservação do solo seguindo os procedimentos metodológicos descritos no manual de métodos de análise de solo (EMBRAPA, 1997). No Laboratório de Matéria Orgânica, Microbiologia e Gênese do Solo realizamos a análise química dos solos, como quantificação do COT. O COT foi determinado pela oxidação da matéria orgânica pelo dicromato de potássio, em meio sulfúrico, e titulado com sulfato ferroso amoniacal (YEOMANS e BREMNER, 1988)



Figura 32 - Análise dos parâmetros físicos e químicos dos solos nos laboratórios da UEMS/Aquidauana.