

PERSPECTIVAS AMBIENTAIS NO ÂMBITO DAS GEOCIÊNCIAS E ECOLOGIA DO PANTANAL

Dhonatan Diego Pessi
Antonio Conceição Paranhos Filho
Camila Leonardo Miotto
Normandes Matos da Silva
César Claudio Cáceres Encina
Alisson André Ribeiro
Roberto Macedo Gamarra
Allan Rios Bezerra
Letícia Larcher
(Organizadores)

UNIEDUSUL
EDITORA



DHONATAN DIEGO PESSI; ANTONIO CONCEIÇÃO PARANHOS FILHO; CAMILA
LEONARDO MIOTO; NORMANDES MATOS DA SILVA; CÉSAR CLAUDIO
CÁCERES ENCINA; ALISSON ANDRÉ RIBEIRO; ROBERTO MACEDO GAMARRA;
ALLAN RIOS BEZERRA; LETÍCIA LARCHER
(Organizadores)

**PERSPECTIVAS AMBIENTAIS NO ÂMBITO DAS GEOCIÊNCIAS E
ECOLOGIA DO PANTANAL**



Maringá – Paraná
2022

2022 Uniedusul Editora

Copyright dos autores

Editor Chefe: Prof. Me. Welington Junior Jorge

Diagramação e Edição de Arte: André Oliveira Vaz

Revisão: Dhonatan Diego Pessi; Normandes Matos da Silva; Camila Leonardo Miotto

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)

P428 Perspectivas ambientais no âmbito das geociências e ecologia do
Pantanal / Organizadores Dhonatan Diego Pessi... [et al.]. –
Maringá, PR: Uniedusul, 2022.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN 978-65-80277-82-7

1. Geociências. 2. Meio ambiente. 3. Pantanal. I. Pessi,
Dhonatan Diego. II. Paranhos Filho, Antonio Conceição. III. Miotto,
Camila Leonardo. IV. Silva, Normandes Matos da. V. Encina, César
Claudio Cáceres. VI. Ribeiro, Alisson André. VII. Gamarra, Roberto
Macedo. VIII. Bezerra, Allan Rios. IX. Larcher, Letícia.

CDD 550

Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores.

Permitido fazer download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.
www.uniedusul.com.br

AGRADECIMENTO

Agradecemos:

Ao PGTA/UFMS (Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais) e ao PGRN/UFMS (Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais), ambos da FAENG (Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia), UFMS. Também agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Gestão e Tecnologias Ambientais (PGTA) da Universidade Federal de Rondonópolis (UFR).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pelo acesso ao Portal de Periódicos e pela bolsa de doutorado concedida ao Dhonatan Diego Pessi (processo número 88887.494036/2020-00).

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa de produtividade em pesquisa de A. C. Paranhos Filho (CNPq Processo 305013/2018-1), e pelo apoio financeiro dos Processos 441975/2018-6 - Edital Prev-fogo e 315170/2018-2 - Bolsa Produtividade DT e EI.

Ao Ministério Público de Mato Grosso, pelo apoio financeiro (Projeto Prorad) e à UFR pelo apoio logístico e financeiro.

Ao IHP – Instituto Homem Pantaneiro, pela parceria em pesquisas desenvolvidas no Pantanal.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS/MEC – Brasil.

Agradecemos ainda a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pelo acesso ao Portal de Periódicos.

INTRODUÇÃO

“No Pantanal ninguém pode passar régua. Sobremuito quando chove. A régua é existidura de limite. E o Pantanal não tem limites”. (Manoel de Barros)

O bioma Pantanal é um complexo de ecossistemas que acontece na região no extremo oeste do Brasil, entre os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, na fronteira com a Bolívia e o Paraguai, sendo considerado a maior planície alagada do planeta (ANA, 2004). Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2017), dentre os sete biomas brasileiro, o Pantanal é o de menor extensão territorial, contudo a riqueza de biodiversidade e ambientes inserida no Pantanal é muito expressiva. A sua área aproximada é 150.355 km², ocupando assim 1,76% da área total do território brasileiro (Silva & Abdon, 1998).

Considerado como uma região fitogeográfica, o Pantanal é fortemente influenciado pelos ecossistemas vizinhos (principalmente os do Cerrado e da Amazônia, mas também os da floresta chiquetana e Mata Atlântica). Em seu espaço territorial o bioma, que é uma planície aluvial, é influenciado por rios que drenam a Bacia do Alto Paraguai, tendo importância reconhecida através de titulações como Reserva da Biosfera, Sítio do Patrimônio Natural da Humanidade e Sítio Ramsar (UNESCO 2012). As justificativas para estes títulos referem-se ao fato da área ser parte de um dos maiores ecossistemas alagáveis do mundo e apresentar uma combinação única de ecossistemas naturais, envolvendo planícies alagáveis e montanhas, com no caso da Serra do Amolar e Maciço do Urucum, singular mesmo na região pantaneira.

O Pantanal está situado na Bacia do Alto Paraguai (BAP), que abrange parte dos Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, e possui um mosaico hidrológico bem limitado com a ocorrência de dois ecossistemas: o Planalto, caracterizado pelo bioma Cerrado, e a Planície, formando o bioma Pantanal (BRASIL, 1997). É uma das maiores ameaças hoje, ao Pantanal, refere-se a degradação de nascentes dos principais rios, situados no cerrado, perdendo seu papel de abastecimento e dinâmica das águas do Pantanal. A dinâmica hídrica, de cheia e seca, determina as características ecológicas do Pantanal e mantém a vida no bioma. Em sua história, muitos séculos se passaram sem que ocupação humana tivesse tecnologia para avançar atividades econômicas na região, por isso, o bioma mantém-se “naturalmente protegido”. Entretanto, a partir de meados de 1970, o avanço da ocupação do solo na BAP como um todo, trouxe sérias consequências ambientais para a região da planície pantaneira (BRASIL, 2010). A vegetação nativa, principalmente nas áreas de cerrado do Planalto da BAP foi dando origem a uma matriz de agropecuária, ocasionando perda de habitats, de espécies nativas e assoreamento dos leitos dos rios, interferindo no regime de cheia e seca da planície Pantaneira (ALHO et al 2019; ANA, 2004).

O Pantanal, como uma zona úmida, fornece serviços ecossistêmicos fundamentais para a biodiversidade e populações humanas. Água e alimentação estão garantidos para uma diversidade enorme de espécies, além de comunidades humanas rurais e urbanas. Ainda, as áreas úmidas são insubstituíveis por sua relação com a recarga de aquíferos, retenção de nutrientes, purificação de corpos hídricos e estabilização de zonas costeiras. Quando os serviços ecossistêmicos do Pantanal entram em colapso, desastres ambientais trazem um custo elevado em termos econômicos, de qualidade ambiental e para a vida na Terra e, ainda, em termos de mitigação de mudanças climáticas.

Apesar de sua importância e grande parte de seu território ainda ser vegetação nativa, de fato, pouco do território pantaneiro é protegido. Atualmente, o Pantanal conta com cerca de 5% de seu território protegido em Unidades de Conservação. Entretanto, o Brasil, como signatário das Convenção da Diversidade Biológica e das Metas de Aichi, possui o compromisso de proteger até 2020 pelo menos 17% de cada um de seus biomas terrestre (BRASIL, 2017). Áreas prioritárias para conservação do Pantanal ainda são estudadas e o entendimento de ameaças, e suas origens, pode ser definitivo para a conservação do Pantanal.

No bioma Pantanal, estudos relatam a identificação de mais de 3,5 mil espécies de plantas, 325 peixes, 53 anfíbios, 98 répteis, 656 aves e 159 mamíferos, e por isso, o Pantanal é de extrema importância para a conservação da biodiversidade (JUNK et al 2006, ALHO et al 2011). Até agora, muito poucas espécies endêmicas foram descritas, entretanto, há grandes populações de espécies no Pantanal que são consideradas raras ou ameaçadas de extinção na América do Sul (JUNK et al 2006). Algumas espécies citadas mundialmente como, de alguma forma, ameaçadas, ocorrem no Pantanal em grande densidade, como o tatu canastra (*Priodontes maximus*), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), ariaranha (*Pteronura brasiliensis*), cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) e a arara azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*). Uma população saudável de onça-pintada (*Panthera onca*), uma espécie quase ameaçada de extinção, também está presente e é bem documentada por projetos que atuam na conservação da espécie (UNESCO, 2012).

No contexto de instabilidade climática mundial, o Pantanal também apresenta padrões climáticos que podem trazer ameaças a biodiversidade. A sazonalidade caracterizada por períodos plurianuais úmidos e secos, tem um forte impacto na distribuição, estrutura comunitária e tamanho populacional de muitas espécies vegetais e animais, o que dificulta a segregação espacial das populações (JUNK et al 2006). As espécies, no Pantanal, são dependentes da manutenção do sistema do pulso de inundação, que é muito vulnerável às alterações antrópicas e às mudanças climáticas. Por exemplo, no ano de 2020, a biodiversidade do pantanal foi extremamente ameaçada por incêndios florestais de grande proporção (BERLINK et al 2021, TOMAZ et al 2021a, TOMAZ et al 2021b). Cerca de 30% do bioma foi atingido por incêndios florestais, causando a morte de cerca de 17 milhões de vertebrados (TOMAZ et al 2021b).

Além de implicações inerentes às mudanças climáticas, atividades antropogênicas de curto a longo prazo contribuíram para o aumento da frequência de incêndios no Pantanal, como desmatamento, uso incorreto do fogo, ausência de estratégias inadequadas de manejo da paisagem e o aumento da necessidade do fogo como ferramenta de manejo (TOMAZ et al 2021b).

É urgente desenvolver estratégias de gestão territorial que contemplem ferramentas de levantamento de baixo custo e reposta rápida. Atualmente, para a definição de estratégias de gestão territorial de todo o Pantanal, utilizam-se dados espaciais que ampliam o levantamento, o monitoramento e o mapeamento de recursos naturais. Tanto a distribuição de espécies chave para conservação, quando avaliação de ameaças como incêndios florestais precisam ser estudados a luz das tecnologias ambientais disponíveis, para que a definição de estratégias de conservação para o bioma sejam pautadas em conhecimento atualizado. Desta forma, este E-book é um compilado de estudos realizados no Pantanal, para trazer luz ao conhecimento de temas relevantes, tanto abordando a biodiversidade pantaneira, quando as ameaças e formas de mitigação aos danos ao bioma.

REFERÊNCIAS

- ALHO, C.J.R. Biodiversity of the Pantanal: Its magnitude, human occupation, environmental threats and challenges for conservation. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 229-232. 2011.
- ALHO, C.J.R.; MAMEDE, S.B.; BENITES, M.; ANDRADE, B.S.; SEPÚLVEDA, J.J.O. Threats to the biodiversity of the Brazilian Pantanal due to land use and occupation. **Ambiente & Sociedade**, vol. 22, 22:e01891, 2019.
- ANA – **Agência Nacional de Águas**. 2004. Implementação de práticas de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e a Bacia do Alto Paraguai: programas de ações estratégicas para o gerenciamento integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai. GEF. Relatório Final. Brasília. 513 pp.
- Berlinck, C. N., Lima, L. H. A., Pereira, A. M. M., Carvalho, E. A. R., Paula, R. C., Thomas, W. M., & Morato, R. G. (2021). The Pantanal is on fire and only a sustainable agenda can save the largest wetland in the world. **Brazilian Journal of Biology**, 82.
- BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Projeto de monitoramento do desmatamento dos biomas brasileiros por satélite. Monitoramento do bioma Pantanal. Brasília, DF, 30 p. 2010. Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/pantanal/RELATORIO_PANTANAL_2008_PMDBBS.pdf>.
- BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal**. Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai, PCBAP. PNMA, Brasília, Brasil, 1997.
- BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Unidades de conservação. Disponível em <http://www.mma.gov.br>. Acesso em maio/2017.
- Junk, W.J., Da Cunha, C.N., Wantzen, K.M., Petermann, P., Strüßmann, C., Marques, M.I. and Adis, J., 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Aquatic Sciences**, 68(3), pp.278-309.

LIBONATI, R.; BELÉM, L.B.C.; RODRIGUES, J.A.; SANTOS, F.L.M.; SENA, C.A.P.; PINTO, M.M.; CARVALHO, I.A. **Sistema ALARMES** – Alerta de área queimada Pantanal, situação final de 2020. 13p, Rio de Janeiro, Laboratório de Aplicações de Satélites Ambientais - UFRJ, 2021

Silva JSV & Abdon MM. 1998. Delimitação do pantanal brasileiro e suas sub-regiões. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 33: 1703-1711.

Tomas, W.M., Berlinck, C.N., Chiaravalloti, R.M., Faggioni, G.P., Strüssmann, C., Libonati, R., Abrahão, C.R., do Valle Alvarenga, G., de Faria Bacellar, A.E., de Queiroz Batista, F.R. and Bornato, T.S., 2021a. Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. **Scientific reports**, 11(1), pp.1-8.

Tomas WM, Berlinck CN, Chiaravalloti RM, Faggioni GP, Strussmann C, Libonati R, Abrahão CR, do Valle Alvarenga G, de Faria Bacellar AE, de Queiroz Batista FR, Bornato TS. **Counting the dead**: 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal Wetland, Brazil. 2021bDOI: 10.21203/rs.3.rs-859794/v1

Unesco – **United Nations Organization for Education**, Science and Culture. 2012. Biosphere reserves – world network of biosphere reserves. Paris: MAB Programme. 21 p.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	10
GOOGLE EARTH ENGINE PARA ANÁLISE DA ÁREA IMPACTADA POR INCÊNDIOS E QUALIDADE DO AR NO PANTANAL PARA O ANO 2020	
Rodrigo Martins Moreira	
Dhonatan Diego Pessi	
Eurípides Fernandes Costa Junior	
Shannon Vicentin	
Normandes Matos da Silva	
Antonio Conceição Paranhos Filho	
DOI: 10.51324/80277827.1	
CAPÍTULO 2	25
ESTRUTURA DA PAISAGEM DO PARQUE ESTADUAL DAS NASCENTES DO RIO TAQUARI-MS	
Roberto Macedo Gamarra	
Mara Cristina Teixeira Gamarra	
Martha Gilka Gutiérrez Carrijo	
Antonio Conceição Paranhos Filho	
DOI: 10.51324/80277827.2	
CAPÍTULO 3	50
AVALIAÇÃO DA VIABILIDADE DE UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NOS ANOS DE 1999 E 2017 POR SENSOREAMENTO REMOTO	
Yuri dos Santos Oliveira	
Fernanda Maeda Cardoso	
César Claudio Cáceres Encina	
Antonio Conceição Paranhos Filho	
DOI: 10.51324/80277827.3	
CAPÍTULO 4	60
INFLUÊNCIA DO RITMO DAS ÁGUAS NO MANEJO DA PECUÁRIA NO PANTANAL DE MATO GROSSO	
Gustavo Benedito Medeiros Alves	
Viviane Marques Mendonça	
Simoni Maria Loverde-Oliveira	
DOI: 10.51324/80277827.4	
CAPÍTULO 5	80
FENOLOGIA, POLINIZAÇÃO E FRUGIVORIA DE MYRTACEAE NO PANTANAL	
Camila Aoki	
Danniyellen Freitas de Barros	
Maycon Macena, Biólogo	
Edivaldo Oliveira de Souza	
Eder de Arruda Insaualde	
Lidianei dos Santos Savala	
Gabriela Canella Gregório	
Matheus Dias Gomes	
Erika Rozendo Cedreira	
Maicon Velasco de Melo	
DOI: 10.51324/80277827.5	
CAPÍTULO 6	94
ESPÉCIES EXÓTICAS NO PANTANAL: ESTUDO DE CASO DE <i>PANICUM REPENS</i> (POACEAE) E SUA GERMINAÇÃO EM DIFERENTES TAXAS DE INUNDAÇÃO	
Ana Carolina Pereira Ferreira	
Camila Aoki	
DOI: 10.51324/80277827.6	

GOOGLE EARTH ENGINE PARA ANÁLISE DA ÁREA IMPACTADA POR INCÊNDIOS E QUALIDADE DO AR NO PANTANAL PARA O ANO 2020

RODRIGO MARTINS MOREIRA

Laboratório de Geomática e Estatística do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Rondônia – UNIR
rodrigo.moreira@unir.br

DHONATAN DIEGO PESSI

Laboratório de Geoprocessamento para Aplicações Ambientais (LabGIS), Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS

EURIPIDES FERNANDES COSTA JUNIOR

Laboratório de Geomática e Estatística do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Rondônia – UNIR

SHANNON VICENTIN

Laboratório de Geomática e Estatística do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Rondônia – UNIR

NORMANDES MATOS DA SILVA

Laboratório de Geotecnologia (LAGEO), Universidade Federal de Rondonópolis – UFR

ANTONIO CONCEIÇÃO PARANHOS FILHO

Laboratório de Geoprocessamento para Aplicações Ambientais (LabGIS), Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS

quantidade de CO emitido na atmosfera para o ano de 2020 em todo o território do Pantanal. Para os dados de área queimada para o Pantanal, foi realizada a coleta por meio do banco de dados do sensor MODIS produtor MODIS MCD64A1.006. Estes dados foram cruzados e realizados uma análise estatística por meio do teste de Spearman no *software* R. As emissões de CO em setembro e final de outubro a início de novembro foram 0,12005 e 0,13005 mol de CO por m⁻², respectivamente. Essas emissões correspondem a 3 vezes a média das emissões mensais de CO dos meses de dezembro a junho. Os incêndios florestais de 2020 compreendem uma área queimada de 32.969.704 ha em todo o Pantanal. O número total de incêndios (focos de calor) no Pantanal durante o ano de 2020 foi de 742.978 focos. Portanto, existe uma relação direta entre a queima de biomassa vegetal e a emissão de gases do efeito estufa, e essa relação foi confirmada no teste de Spearman onde houve uma correlação moderada (0.554^{***}) entre a distribuição dos valores de densidade de pontos dos focos de calor e os valores de distribuição do CO em mol/m⁻².

Palavras-chave: Monóxido de Carbono, Sensoriamento Remoto, Incêndios Florestais.

RESUMO: Nos últimos anos aumentou a ocorrência de incêndios no Pantanal, e com isso ocorre o aumento das emissões de CO na atmosfera. Diante desse fato, este trabalho teve como objetivo utilizar os sistemas de informações geográficas através da plataforma GEE para análise da área impactada por incêndios no Pantanal no ano de 2020 e a quantidade de emissão de CO gerado a partir da queima de carbono. Foi feita a coleta de dados atmosféricos, onde por meio do satélite Sentinel 5P – TROPOMI foi possível coletar dados da

ABSTRACT: In recent years, the occurrence of fires in the Pantanal has increased, and with this there is an increase in CO emissions into the atmosphere. Given this fact, this work aimed to use geographic information systems through the GHG platform to analyze the area impacted by fires in the Pantanal in 2020 and the amount of CO emissions generated from the burning of carbon. Atmospheric data was collected, where through the satellite Sentinel 5P – TROPOMI it was possible to collect data

on the amount of CO emitted into the atmosphere for the year 2020 throughout the Pantanal territory. For the burned area data for the Pantanal, the collection was carried out through the database of the MODIS sensor producer MODIS MCD64A1.006. These data were crossed and a statistical analysis performed using the Spearman test in the R software. CO emissions in September and late October to early November were 0.12005 and 0.13005 mol of CO per m², respectively. These emissions correspond to 3 times the average of monthly CO emissions from December to June. The 2020 forest fires comprise a burned area of 32,969,704 ha across the Pantanal. The total number of fires (hotspots) in the Pantanal during the year 2020 was 742,978 fires. Therefore, there is a direct relationship between the burning of plant biomass and the emission of greenhouse gases, and this relationship was confirmed in Spearman's test where there was a moderate correlation (0.554^{***}) between the distribution of point density values of the hot spots and the CO distribution values in mol/m².

Keywords: Carbon Monoxide, Remote Sensing, Forest Fires.

INTRODUÇÃO

Diante do desafio para a conservação dos ecossistemas, a ocorrência de incêndios florestais tornou-se comuns, eles são responsáveis por graves ameaças a conservação da biodiversidade nos biomas, influenciando a manutenção dos processos ecológicos e o clima, em consequência da substituição da vegetação nativa para o desenvolvimento de atividades agrossilvipastoril e o desenvolvimento de comunidades no habitat natural (VIGANÓ et al., 2018).

O Bioma Pantanal é formado por um mosaico hídrico que compõem a Bacia do Alto Paraguai, sendo a segunda maior planície inundável e uma das maiores áreas úmidas contínuas, detendo uma parte representativa da biodiversidade da América do Sul (BRASIL, 1997). A área calculada do Pantanal é de 138.183 km², dos quais 89.318 km² (64,64%) estão no estado do Mato Grosso do Sul (MS) e 48.865 km² (35,36%) em Mato Grosso (MT), a região sofre influência de grandes biomas como: Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica (SILVA; ABDON, 1998).

A importância ecológica do bioma foi reconhecida pela UNESCO (Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura) e pela Constituição Federal Brasileira, como a Reserva da Biosfera e sítio de Patrimônio Nacional. Contudo, a biodiversidade exuberante que compõe o bioma é frágil, estando constantemente ameaçadas pelas pressões antrópicas. A utilização fogo, como elemento de manejo das áreas de campos naturais e savanas, o qual se tornou um fator ameaçador à fauna e a flora pantaneira (CARDOSO et al., 2003; FERREIRA; CARVALHO; RABELO, 2019).

As queimadas para renovação da pastagem são bastante comuns em regiões tropicais e subtropicais, tendo como principal objetivo provocar uma brotação rápida com elevado teor de proteína e reduzir a quantidade de matéria seca durante grandes períodos de estiagem, como o objetivo reduzir incêndios de grandes proporções, mas tal prática tem sido realizadas de maneira desordenada acompanhada adjunta de incêndios florestais cri-

minosos, assim, os efeitos das incêndios sobre a vegetação podem variar em decorrência das condições ambientais, intensidade e duração (CARDOSO et al., 2003; FERNÁNDEZ; CABANEIRO; CARBALLAS, 1997).

É possível observar grandes períodos de estiagem no bioma, sendo sua ocorrência mais comum no mês de junho a meados de setembro, neste período biodiversidade e a produção pecuária e drasticamente afetada, em função da baixa disponibilidade de recursos. Em paralelo a isso, o período seco proporciona grande quantidade de material vegetal seco, o qual se torna combustível para grandes incêndios florestais (EMBRAPA, 2020; SOARES et al., 2007).

Devido as características estruturais e suas fitofisionomias, o bioma pantaneiro nos meses de estiagem tornam-se propícios para incêndios florestais, decorrente a práticas “tradicionais” de manejo inadequado de renovação pastagem utilizando o fogo e condições climáticas adversas, castigam drasticamente o bioma a cerca de 200 anos (PCBAP, 1997; RODRIGUES et al., 2002).

As perdas causadas pelas queimas são diversas ao bioma, como: extinção de espécies nativas, diminuição da flora e fauna, redução da resistência das espécies, ataques de fungos e insetos, aceleração do processo evolutivo das plantas, empobrecimento do solo, mudanças nas propriedades físicas do solo, alteração do fluxo gênico na região, grandes áreas de solo expostas e grandes cicatrizes de queimadas (FREITAS et al., 2005; PEREIRA et al., 2012; VIGANÓ et al., 2018).

O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, destaca-se na análise e no monitoramento de focos de incêndios no bioma, os dados do BDQueimadas no primeiro semestre de 2020 (1 de janeiro a 23 de agosto), foram contabilizados cerca de 3.773 focos de calor, durante o período de estiagem no pantanal, onde uma área equivalente a 4.5 milhões de hectares de campos e matas foram devastados pelo fogo.

As queimadas acompanham o desmatamento de grandes áreas de florestais, essas áreas são convertidas para usos diversos da terra, logo, isso implica na liberação de grande quantidade de Gases de Efeito Estufa – GEE, através da queima e da decomposição da biomassa vegetal. Para tanto, no processo de combustão é comum a emissão de CO₂ (Dióxido de Carbono) e vapor d'água, porém esse processo, na maioria das vezes é incompleto, este evento induz a produção de outros gases como o NO (Monóxido de Nitrogênio), CH₄ (Metano), CO (Monóxido de Carbono), entre outros (BADARINATH et al., 2004; LEVINE, 2000; PEREIRA et al., 2009).

Os efeitos do CO na saúde pública e na fauna assume lugar de destaque, uma vez que 50% das intoxicações por este elemento são fatais. Após a inalação, a principal ação e a asfixia química ao se combinar com a hemoglobina, deixando o organismo carente de oxigênio, e consequentemente deixando lesões ao sistema nervoso e ao coração e a outros órgãos mais sensíveis a falta de oxigênio ao organismo, assim, pela capacidade do elemento acumular nos tecidos, os sintomas como: fraqueza, diminuição da memória, ce-

faleia e falta de controle muscular pode perdurar por vários dias após a exposição ao gás (COLACIOPPO, 1974).

Quanto ao índice de qualidade do ar adotado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB, para um tempo de amostragem de 8 horas, a quantificação superior a 15 ppm (parte por milhão) de CO na atmosfera, é definida como péssima. De acordo com o Laboratório de Análise e Processamento de Imagens de Satélites – (LAPIS), no ano de 2020, a capital Cuiabá registrou um índice de 738 ppm de CO na atmosfera, Rio Branco 724 ppm e Porto Velho 508 ppm, esses índices revelam grande quantidade de matéria vegetal no Pantanal e na Amazonia legal (MADEIRO, 2020).

No dia 11 de março de 2020, foi declarada pela OMS a pandemia global de Covid-19. Tal fato trouxe consigo ainda mais preocupações sobre os efeitos dos poluentes advindos das queimadas, por causar resposta inflamatórias e o risco de contágio pelo vírus SARS-CoV-2. A capacidade deste patógeno permanecer viável por horas em aerossóis junto a inflamação dos brônquios causados por poluentes atmosféricos podem apresentar casos mais graves de doenças respiratórias (TRAVAGLIO et al., 2021; VAN DOREMALEN et al., 2020; WU et al., 2020)

No estudo realizado pela Fundação Oswaldo Cruz – (FIOCRUZ) mostra que 70% das internações hospitalares nos estados de Mato Grosso, Pará e Rondônia, tem relação com doenças respiratórias provocadas pela inalação de altas concentrações de aerossóis causados pelas queimadas em um período de 2010 a 2020 (HACON et al., 2021).

Embora haja uma escassez de dados confiáveis de saúde, com exceção aos registros de internações, impossibilita estimar o total de pessoas cuja saúde foi prejudicada pela inalação de fumaça proveniente das queimadas. Logo, o monitoramento da qualidade do ar é de grande importância para estimar o número de pessoas expostas a poluição atmosférica, para os sistemas de saúde preparar para altas demandas, principalmente os períodos de estiagem.

O desenvolvimento de políticas voltadas para a redução do desmatamento e das queimadas devem ser imediatas, sendo amplamente discutidas em debates políticos globais, como a Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas (COP26), em Glasgow, na Escócia, como pauta os avanços das ações antrópicas e junto a elas o desequilíbrio climático do planeta.

Portanto é muito importante a investigação da qualidade do ar no Pantanal, por conta da capacidade toxica do material particulado tem sobre as civilizações, mas principalmente aos impactos aos ecossistemas (SANTOS et al., 2016; SANTOS; NOGUEIRA, 2015). As geotecnologias podem ser grandes aliadas aos estudos ambientais, pois suas ferramentas oferecem gerenciamento e gestão territorial, podendo quantificar de modo sistêmico os índices de queimadas (RAMOS et al., 2018).

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG), fornecem informações para o processamento e mapeamento de dados sobre focos de calor e também quantificar áreas que sofreram incêndios florestais, assim, podemos ter uma visão sobre a distribuição temporal, espacial e os padrões das queimadas em diferentes escalas de estudo, permitindo acompanhar a modificação do uso do solo e auxiliar no desenvolvimento de ações para recuperação das áreas incendiadas (CARVALHO et al., 2008; PEREIRA et al., 2009; SOUZA et al., 2016).

Desta forma, o objetivo desse estudo foi utilizar os sistemas de informações geográficas através da plataforma GEE para análise da área impactada por incêndios no Pantanal no ano de 2020 e a quantidade de emissão de CO gerado a partir da queima de carbono.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O Pantanal brasileiro está localizado no Centro-Oeste brasileiro, nos estados de Mato Grosso do Sul e Mato Grosso (Figura 1). Este bioma continental é considerado o de menor extensão territorial no Brasil chegando a uma área aproximada de 150.355 km² (IBGE, 2004).

O clima da região, segundo a classificação descrita por Köppen-Geiger, é do tipo Aw (Tropical de Savana), com precipitação média anual de 1.200 mm e temperaturas máximas e mínimas de 33 °C e 19 °C, respectivamente (SANTOS et al., 2014).

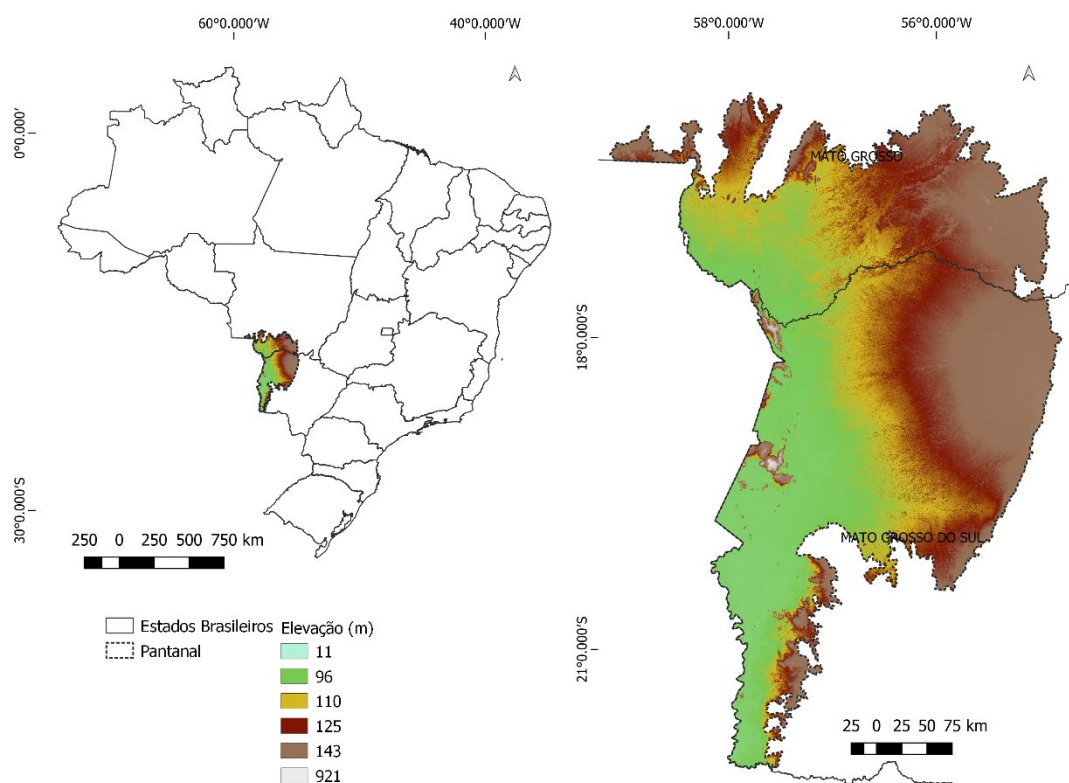


Figura 1. Localização do Pantanal no Centro-Oeste brasileiro e sua altimetria ao longo de todo o território.

Aquisição dos dados

Dados do Satélite Sentinel 5P - TROPOMI

Os dados atmosféricos foram coletados a partir da Plataforma de computação em nuvem Google Earth Engine. O Sentinel-5 Precursor (S5-P), foi lançado em 13 de outubro de 2017, com a missão de monitorar a atmosfera. O seu espectrômetro TROPOMI (TROPOspheric Monitoring Instrument) é responsável por medir as radiâncias ultravioleta da luz da terra, visível e infravermelha em alta resolução espectral. O TROPOMI tem uma resolução espacial de $7 \times 7 \text{ km}^2$, o que permite a resolução de pequenos detalhes, podendo captar plumas de gás menores. O satélite tem acoplado o instrumento TROPOMI mais avançado para medir bandas espectrais ultravioleta-visível (270-500 nm), infravermelho próximo (675-775 nm) e infravermelho de ondas curtas (SWIR) (2305-2385 nm), o que significa que ele pode gerar imagens diferentes poluentes atmosféricos, como CH_4 e CO . Para as bandas SWIR, a resolução espacial das medições do nadir é quase 40 vezes mais precisa do que para a SCIAMACHY (MAGRO et al., 2021).

Ainda de acordo com Magro et al. (2021) o TROPOMI recupera a abundância global de CO , explorando medições de radiância da Terra em céu claro e céu nublado na faixa espectral de $2,3 \mu\text{m}$ da parte SWIR (2305-2385 nm; tamanho de pixel $7 \times 7 \text{ km}^2$) do espectro solar. As observações de céu claro TROPOMI fornecem colunas totais de CO com sensibilidade à camada limite troposférica. Para atmosferas nubladas, a sensibilidade da coluna muda de acordo com o caminho da luz. Para monitorar a abundância de CH_4 na atmosfera da Terra, o TROPOMI usa informações de absorção da banda de oxigênio-A (760 nm) e do espectro SWIR (2305–2385 nm; tamanho de pixel $7 \times 7 \text{ km}^2$).

Dados de área queimada – MODIS MCD64A1.006

Este estudo comparou os principais produtos globais de **áreas** queimadas, e optou por usar o sensor MODIS, produto MCD64A1.006 Burned Area Monthly Global 500m, foi considerado esse sensor e produto para a análise por apresentar possíveis melhorias de desempenho. O *download* dos dados pode ser realizado através do link: <https://lpdaac.usgs.gov/products/mcd64a1v006/>. As principais preocupações da ESA e da NASA ao atualizar seus produtos são estender a série temporal e melhorar os algoritmos para obter os melhores resultados de validação. Além disso, a NASA, como proprietária e desenvolvedora de sensores MODIS, reprocessa periodicamente todo o arquivo de dados para incorporar melhor calibração e dados *upstream* aprimorados em todos os produtos MODIS.

Análises estatísticas

Correlação de Spearman

Na análise estatística, foi utilizado o teste de correlação de Spearman. O coeficiente de correlação de Spearman é um teste de classificação não paramétrico (distribuição gratuita) proposto como uma medida de força de associação entre duas variáveis. É uma medida de uma associação monótona que é usada quando a distribuição de dados torna o coeficiente de correlação de Pearson indesejável ou enganoso (HAUKE; KOSSOWSKI, 2011, PESSI et al., 2021). As análises foram desenvolvidas dentro do programa RStudio (CITAÇÃO). Para a elaboração do gráfico foi utilizado o pacote GGally.

Ainda de acordo com Pessi et al. (2021) a relação (ou correlação) entre as duas variáveis é denotado pela letra r e é quantificado com um número que varia de -1 a +1. Zero significa nenhuma correlação, com 1 (um) significando uma correlação completa ou perfeita conforme a Tabela 1.

Tabela 1 - Interpretação dos coeficientes de correlação de Spearman de acordo com Akoglu (2018) e Fowler (2009).

Coeficiente de Correlação		Força de Correlação
+1	-1	Perfeita
+ 0,70 a + 0,90	- 0,70 a - 0,90	Forte
+ 0,40 a + 0,60	- 0,40 a - 0,60	Moderado
+ 0,10 a + 0,30	- 0,10 a - 0,30	Fraco
0	0	Nenhum

Fonte: Adaptado de Pessi et al. (2021).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Variação sazonal nas emissões de CO

Houve uma forte variação sazonal nas emissões de CO no Pantanal conforme ilustra a Figura 2, com diferenças mais significativas e maiores picos de emissões entre os meses de agosto a novembro.

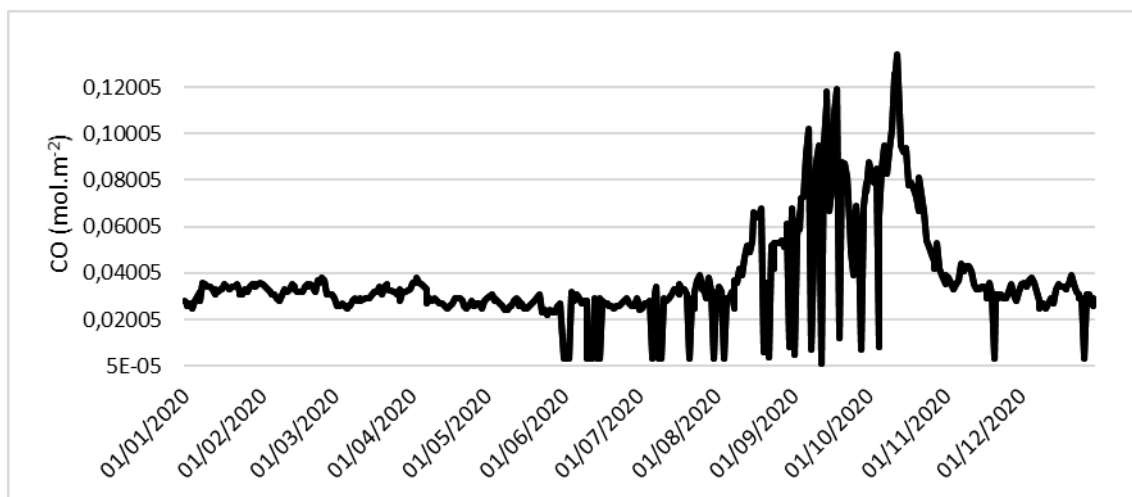


Figura 2. Emissões diárias de CO em mol/m-2 no Pantanal estimados pelo sensor TROPOMI do Sentinel 5P.

Com foco nas emissões mensais de CO, as emissões médias de abril a outubro de 2020 foram consistentemente grandes e as emissões do final de novembro a junho de 2020 diminuiu, o que sugere ser reflexo da temporada de chuvas (período chuvoso). Em particular, as emissões em setembro e final de outubro a início de novembro foram 0,12005 e 0,13005 mol de CO por m⁻², respectivamente. Essas emissões correspondem a 3 vezes a média das emissões mensais de CO dos meses de dezembro a junho.

Geralmente, as emissões mensais de CO proveniente de incêndios tem picos maiores durante os meses de estiagem (período de seca no Pantanal), que compreendem os meses de abril a outubro, conforme outros estudos semelhantes relataram (Cardozo et al., 2012; Freitas et al., 2005; Pereira et al., 2009). As emissões de GEE (Gases do Efeito Estufa), como é o caso do CO, podem estar relacionadas a práticas de corte e queima de florestas (Silva et al., 2021; Amaral et al., 2016; Soares Neto et al., 2009). As emissões de CO são resultado da quantidade de biomassa seca queimada, eficiência de combustão e fatores de emissão para cada gás, e que são mais presentes principalmente no período seco.

A energia liberada pelos focos de queimada na região do Pantanal está diretamente relacionada com a quantidade de biomassa consumida, podendo-se estimar que aproximadamente 1 kg de biomassa vegetal deva ser consumida pelo processo de combustão para liberar na forma de energia química 1 MW, que será captado pelos sensores orbitais na forma de temperatura (Pereira, 2008; Pereira et al., 2009). Desta forma, o aumento de CO nos meses de estiagem pode ser relacionada com a quantidade de biomassa consumida e, conseqüentemente, com a quantidade de traços de gases e aerossóis emitidos para a atmosfera (Pereira et al., 2009).

Quando ocorre a queima de biomassa vegetal, a combustão da queima converte-se uma parte do carbono em emissões (gases), produzindo principalmente CO₂, mas também é produzido monóxido de carbono (CO), metano (CH₄), e material particulado (fuligem e cinza) (Leohman et al., 2014). A quantidade de dióxido de carbono emitida por um incêndio é determinada pela quantidade de biomassa consumida por chamas mais fortes e rápidas

e por combustão mais lenta e gradual (Leohman et al., 2014; Seiler e Crutzen, 1980). Portanto, existe uma relação direta entre a queima de biomassa vegetal e a emissão de gases do efeito estufa, e essa relação pode ser visualizada na Figura 3, onde na nuvem de pontos pode ser checado que houve uma correlação moderada (0.554^{***}) entre a distribuição dos valores de densidade de pontos dos focos de calor e os valores de distribuição do CO em mol/m^2 .

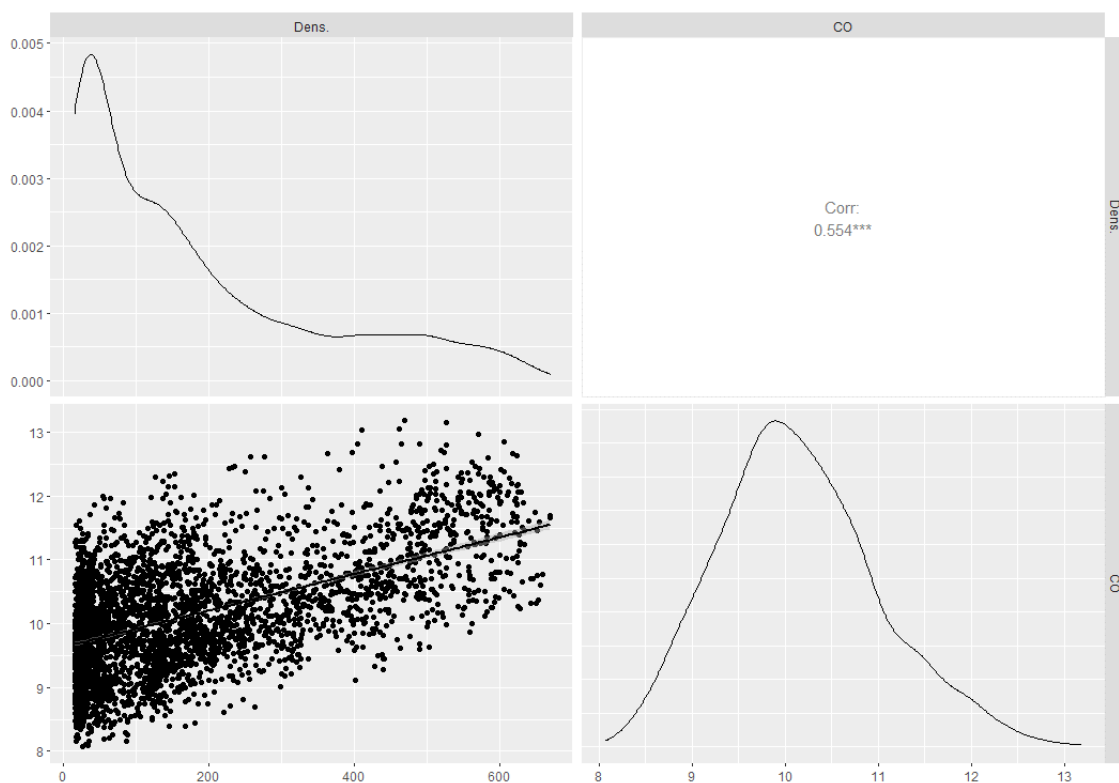


Figura 3. Correlação de Spearman entre a distribuição dos valores de densidade de pontos dos focos de calor e os valores de distribuição do CO em mol/m^2 . Área queimada = 32.969.704 ha para o período entre 01-01-2020 a 31-12-2020.

Emissões de CO x Áreas de queimadas no Pantanal

As emissões de CO e as áreas do Pantanal que sofreram queimadas estão ilustradas na Figura 4. A distribuição espaço-temporal das emissões diárias de CO estimadas entre janeiro de 2020 e dezembro de 2020 estão na Figura 4B e as áreas com manchas de queimadas na Figura 4A. Os valores de emissões de CO foram desde valores altos ($10,4490$ a $13,6589 \text{ mol/m}^2$) que estão mais presentes no Norte do Pantanal, e em parte da região Central e pequenas partes do Sul. Nessas mesmas regiões notam-se as manchas de queimadas na camada vetorizada em vermelho por cima da Figura 4B. Isso corresponde de que onde houve maior número de queimadas, é onde ocorreram valores mais altos de emissão de monóxido de carbono, e onde não houve manchas de queimadas os valores foram baixos (região Leste e parte do Sul do Pantanal).

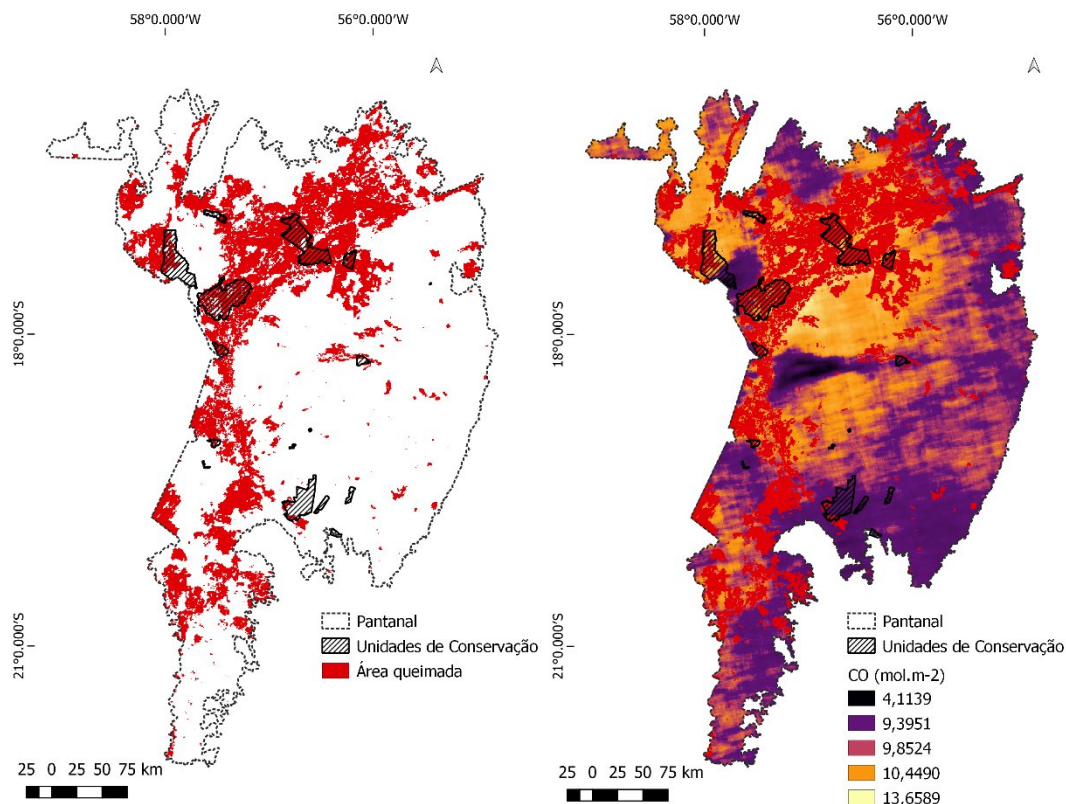


Figura 4. À esquerda mapa das áreas queimadas no bioma Pantanal no ano de 2020 e as Unidades de Conservação inseridas no Pantanal. À direita, emissão de monóxido de carbono (CO) em mol/m² para o mesmo ano.

O longo período de estiagem do ano de 2020 e a longa duração dos incêndios florestais, relatado também por Moreira et al. (2021), resultou em um grande área queimada por evento de incêndios conforme Figura 4A. Os incêndios florestais de 2020 compreendem uma área queimada de 32.969.704 ha em todo o Pantanal. O início e a propagação de um incêndio florestal depende do tipo de vegetação, como o Pantanal possui muita vegetação gramínea (pastagem para pecuária e vegetação rasteira nativa e exótica), essa classe de vegetação é muito propensa à queimadas no período de estiagem.

O número total de incêndios (focos de calor) no Pantanal durante o ano de 2020 foi de 742.978 focos. A densidade e distribuição dos focos de calor estão ilustrados na Figura 5. Visualiza-se na Figura 5, que onde houve maior densidade de focos de calor (Figura 5B), concide com a mesma região onde houve maior quantidade de emissão de monóxido de carbono (Figura 5A).

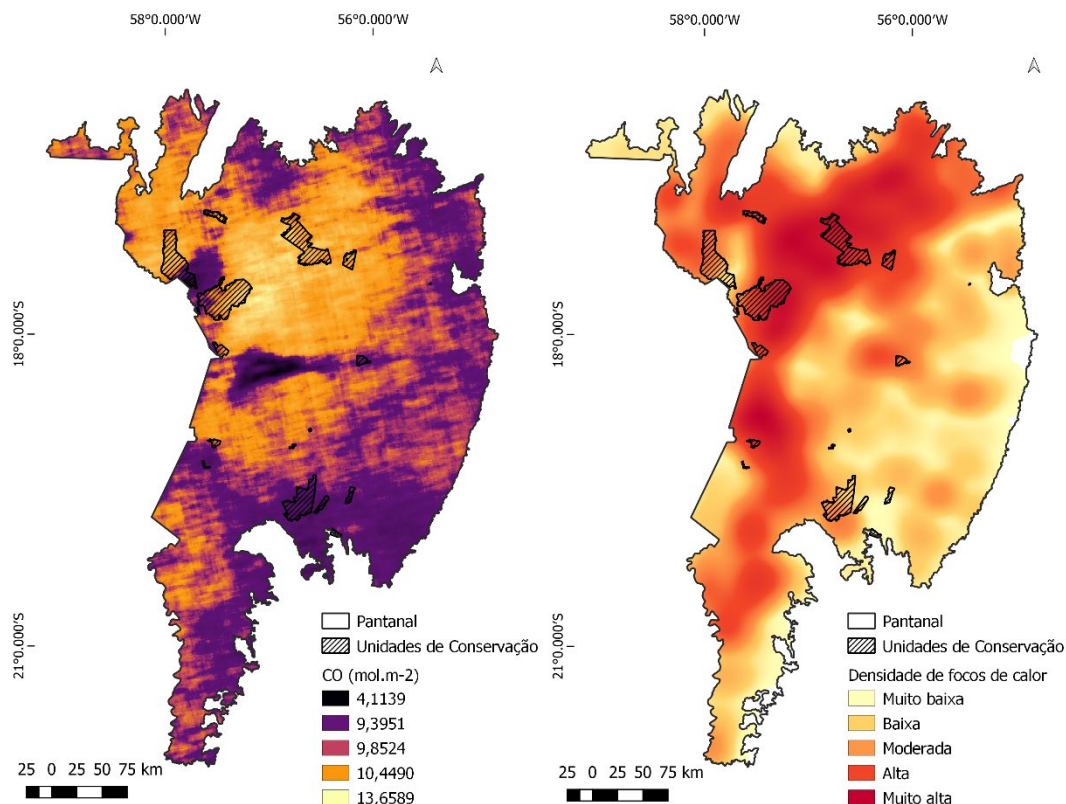


Figura 5. À esquerda, distribuição da emissão de monóxido de carbono (CO) em mol/m² em todo o Pantanal. À direita, focos de calor detectados pelos sensores VAS/GOES, MODIS/TERRA & AQUA, AVHRR/NOAA durante o ano de 2020 (número de focos em área de 40 x 40 km²).

Os focos de calor são disponibilizados pelo INPE, é um recurso avançado que disponibiliza os pontos onde foi detectado calor através dos produtos derivado a partir das imagens do VAS do satélite GOES e do MODIS e dos satélites TERRA e AQUA, cobrindo quase a totalidade da América do Sul (Freitas et al., 2005). As informações dos pontos com calor são integradas num sistema de informações geográficas e disponibilizadas gratuitamente na plataforma BDQueimadas do INPE, em tempo quase real. Este sistema reporta anualmente um número de focos de calor superior a 300.000. Com a ajuda dessa plataforma, é possível monitorar rotas e áreas onde é possível dizer que ocorrerá um aumento de CO na atmosfera, sendo uma ótima ferramenta na gestão da saúde humana e no âmbito da conservação ambiental.

Portanto, existe um crescente interesse em entender a dinâmica das queimadas e incêndios florestais nas emissões de carbono, emergindo no contexto de um sistema climático em que está em constante alteração (Leohman et al., 2014). As mudanças climáticas com o aumento de GEE podem alterar os processos do ecossistema e suas funções, e desafiar nossa capacidade de prever o ecossistema futuro e comportamentos e estados, incluindo aqueles que influenciam o balanço de carbono (Wiedinmyer e Neff, 2007; Silva et al., 2021). Prever futuras emissões de gases a partir de incêndios florestais é difícil, porque clima, vegetação e interações de perturbação são complexas e não operam de forma independente (Leohman et al., 2014). As alterações no clima influenciam as florestas, e, portanto, o carbono florestal, diretamente - por exemplo, seca e estresse por calor têm sido

associados ao aumento da mortalidade de árvores, mudanças na distribuição de espécies, e diminuição da produtividade (Leohman et al., 2014; Van Mantgem et al., 2009; Allen et al., 2010; Williams et al., 2012).

Desta forma, é importante melhorar a compreensão da dinâmica dos incêndios florestais e a emissão de carbono florestal. É de central importância para a questão ambiental do Pantanal realizar um estudo mais profundo e o monitoramento dos múltiplos processos que levam às queimadas e incêndios no Pantanal, como por exemplo as variáveis de clima e tempo, comportamentos (por exemplo, ocorrência de incêndio florestal, propagação, intensidade) e padrões resultantes (por exemplo, composição e estrutura da vegetação, emissões de carbono). É interessante observar os processos que levam a ocorrer os incêndios e queimadas no espaço e no tempo, apresentando uma imagem/cenário com as emissões reais medido ou previsto e o potencial de emissões em todo o cenário ou região do Pantanal.

CONCLUSÕES

Este trabalho mostrou uma forte correlação entre a ocorrência de incêndio no Pantanal para o ano de 2020 e as emissões de monóxido de carbono (CO). As mesmas tendências também são observadas em outros estudos realizados em outros locais do Brasil, sugerindo uma prática junto com o arco de desmatamento e consequências de secas rigorosas. O uso do fogo como meio rápido para o desmatamento da floresta e para práticas na pecuária foi evidente um dos problemas mais mencionados em outros estudos de monitoramento das queimadas no Pantanal, que mostrou uma forte sobreposição de atividades de corte e queima em um breve período. Muitas ocorrências de incêndios dentro da floresta Pantaneira nas áreas desmatadas recentes resultam na degradação do ecossistema, tornando-o mais sujeito a futuros eventos de incêndio. A área de floresta de crescimento antigo, influenciada negativamente pelas práticas de corte e queima nas proximidades, é uma fração da área desmatada, aumentando assim a degradação florestal. As ocorrências de perda de *hotspots* de florestas saudáveis no Pantanal é uma forte indicação da principal causa da degradação florestal devido às práticas de corte e queima para manejo pecuário. O constante aumento do desmatamento é uma preocupação mundial por causa da perda de floresta intacta e as emissões maciças de gases de efeito estufa, do corte e queima de florestas por meio das práticas agropecuárias.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi realizado com o apoio da Universidade Federal de Rondônia – UNIR/MEC e Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS/MEC – Brasil.

Aos Programas de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais (PPGTA) da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS).

A pesquisa também foi apoiada pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de produtividade em pesquisa concedida a A. C. Paranhos Filho (Processo CNPq 305013/2018-1).

Agradecemos ainda à CAPES por nos fornecer acesso ao Portal de Periódicos. Por fim, gostaríamos também de agradecer à CAPES pela bolsa de doutorado concedida ao Dhonatan Diego Pessi (processo número 88887.494036/2020-00).

REFERÊNCIAS

ALLEN, C. D.; Macalady, A. K.; Chenchouni, H.; Bachelet, D.; McDowell, N.; Vennetier, M.; Kitzberger, T.; Rigling, A.; Breshears, D. D.; Hogg, E. H. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **For. Ecol. Manag.** v. 259, p. 660–684, 2010.

AMARAL, C. S. S. Jr.; Amaral, S. S.; Costa, M. A. M.; Soares Neto, T. G.; Veras, C. A. G.; Costa, F. S.; van Leeuwen, T. T.; Krieger Filho, G. C.; Tourigny, E.; Forti, M. C.; et al. CO₂ and CO emission rates from three forest fire controlled experiments in Western Amazonia. **Atmos. Environ.**, v. 135, p. 73–83, 2016.

BADARINATH, K. V. S. et al. Characterization of aerosols from biomass burning a case study from Mizoram (Northeast), India. **Chemosphere**, v. 54, n. 2, p. 167–175, jan. 2004.

CARDOSO, E. L. et al. Efeitos da queima na dinâmica da biomassa aérea de um campo nativo no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 6, p. 747–752, jun. 2003.

CARDOZO, F. da S. et al. Estimativa do impacto das queimadas e emissão dos gases do efeito estufa no Bioma Pantanal em 2010. In: 4º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Bonito, MS, 20-24 de outubro 2012. **Embrapa Informática Agropecuária/INPE**, 2012. 657 -666p.

CARVALHO, L. M. T. DE *et al.* **Tendências de Ocupação do Solo nas Áreas Modificadas**. In: *Forestal de Minas Gerais*, v. 1, n. Lavras: Editora UFLA, p. 329–354, 2008.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de Padrões de Qualidade do Ar - 2013. São Paulo: CETESB, 2013. **CETESB** - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar/> > Acesso em 09/11/2021.

COLACIOPPO, S. Efeitos sobre o homem das emissões de veículos automotores. **Revista de Saúde Pública**, v. 8, n. 2, p. 235–243, jun. 1974.

FERNÁNDEZ, I.; CABANEIRO, A.; CARBALLAS, T. Organic matter changes immediately after a

wildfire in an atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 1, p. 1–11, 1997.

FERREIRA, W. T. DA S.; CARVALHO, L. L. DE; RABELO, Â. P. C. Análise Da Distribuição Espaço-Temporal Dos Focos De Incêndio No Pantanal (2000-2016). **Pantanal: O Espaço Geográfico e as Tecnologias em Análise**, p. 1–12, 2019.

FREITA, S. R.; Longo, K. M.; Silva Dias, M. A. F.; Silva Dias, P. L. Emissões de queimadas em ecossistema da América do Sul. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 167-185, 2005.

FREITAS, S. R. et al. Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 167–185, abr. 2005.

HACON, S. DE S. et al. Amazônia Brasileira: no contexto da expansão da Covid-19. **Fundação Oswaldo Cruz**, v. Nota Técnica, 2021.

INPE. **Banco de Dados de queimadas**. Disponível em: <<http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>> acesso em 10 de novembro de 2021.

LEOHMAN, R. A.; Reinhardt, E.; Riley, K. L. Wildland fire emissions, carbon, and climate: Seeing the forest and the trees – A cross-scale assessment of wildfire and carbon dynamics in fire-prone, forested ecosystems. **Forest Ecology and Management**, v. 317, p. 9–19, 2014.

LEVINE, J. S. Biomass burning and the production of greenhouse gases. **Climate Biosphere Interaction: Biogenic Emissions and Environmental Effects of Climate Change**, p. 1–13, 2000.

MADEIRO, C. **Com queimadas, poluição do ar fica até 3.360% além do tolerável nas cidades**. Disponível em: <<https://noticias.uol.com.br/meio-ambiente/ultimas-noticias/redacao/2020/09/17/com-queimadas-poluicao-do-ar-fica-ate-3360-alem-do-toleravel-na-amazonia.htm>>. Acesso em: 11 nov. 2021.

Moreira, A. P.; Pessi, D. D.; Costa, L. da S.; Guaraldo, E.; Paranhos Filho, A. C.; Variabilidade da cobertura vegetal pela ação do fogo no bioma Pantanal de 2018 e 2020 com base em sensor geoestacionário. In: Encina *et al.* (Org). **Um olhar sobre a conservação do Pantanal**. Maringá: Uniedusul, 2021. 11-24p.

PANTANAL. **Ministério do Meio Ambiente**. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/biomas/pantanal.html/>>. Acesso em: 15 de nov. de 2021.

PEREIRA, A. A. et al. Validação de focos de calor utilizados no monitoramento orbital de queimadas por meio de imagens TM. **CERNE**, v. 18, n. 2, p. 335–343, 2012.

PEREIRA, G. et al. Estimativa da emissão de gases do efeito estufa para o bioma Pantanal. **Geografia**, v. 34, n. Número especial, p. 655–665, 2009.

PEREIRA, G. **O uso de satélites ambientais para a estimativa dos fluxos de gases traços e de aerossóis liberados na queima de biomassa e sua assimilação em modelos numéricos de qualidade do ar**. 2008. 108 p. (INPE-15390-TDI/1407). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2008. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2008/02.13.16.15>>. Acesso em: 04 nov. 2021.

PEREIRA, G.; Moraes, E. C.; Shimabukuro, Y. E.; de Freitas, S. R.; Cardozo, F. S. Estimativa da emissão de gases do efeito estufa para o Bioma Pantanal. In: 2º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Corumbá, 7-11 novembro 2009. **Embrapa Informática Agropecuária/INPE**, 2009. 577-584p.

PESSI, D. D. et al. Estimating invasive grasses heights with images from a unmanned aerial vehicle in brazilian cerrado: accuracy of global navigation satellite system from phantom 4. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 7, nº 2 (2021).

RAMOS, L. F. et al. Uso de Geoprocessamento para Análise de Focos de Calor no Pantanal Brasileiro. **Embrapa Pantanal**, v. 1, n. Dados eletrônicos, 2018.

RSTUDIO: Software. **Versão 2021.09.1 + 372**, 9 nov. 2021. Disponível em: <https://www.rstudio.com/products/rstudio/download/>. Acesso em: 15 nov. 2021.

SANTOS, A. C. A. et al. Analysis of the concentration and composition of aerosols from fires in the Mato Grosso Wetland. **Química Nova**, v. 39, n. 8, p. 919–924, 1 set. 2016.

SANTOS, A. C. A.; Nogueira, J. D. S. Análise do Material Particulado no Pantanal Mato-Grossense. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 30, n. 3, p. 254–264, set. 2015.

SANTOS, J. A. DA S. et al. **Desempenho agrônômico e divergência genética entre genótipos de feijão-caupi cultivados no ecótono Cerrado/Pantanal**. *Bragantia*, Campinas, v. 73, n. 4, p.377-382, 2014.

SEILER, W.; Crutzen, P. J. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. *Clim. Change*, v. 2, p. 207–247, 1980.

SILVA, C. A.; Santilli, G.; Sano, E. E.; Laneve, G. **Fire Occurrences and Greenhouse Gas Emissions from Deforestation in the Brazilian Amazon**. *Remote Sens.* v. 13, n. 376, 2021.

SILVA, J. D. S. V. DA; Abdon, m. D. M. Delimitação do pantanal brasileiro e suas sub-regiões. **Pesq. agropec. bras**, v. 33, n. Número Especial, p. 1703–1711, 1998.

SOARES NETO, T. G.; Carvalho, J. A. Jr.; Veras, C. A. G.; Alvarado, E. C.; Gielow, R.; Lincoln, E. N.; Cristian, T. J.; Yokelson, R. J.; Santos, J. C. Biomass consumption, CO₂, CO and main hydrocarbon gas emissions in an Amazonian forest clearing fire. **Atmos. Environ.**, v. 43, p. 438–446, 2009.

SOUZA, I. R. M. DE et al. Análise espaço temporal dos focos de calor no município de formosa do Rio Preto-BA. **IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais**, v. 7, p. 1–6, 2016.

TRAVAGLIO, M. et al. Links between air pollution and COVID-19 in England. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115859, jan. 2021.

VAN DOREMALEN, N. et al. Aerosol and Surface Stability of SARS-CoV-2 as Compared with SARS-CoV-1. **New England Journal of Medicine**, v. 382, n. 16, p. 1564–1567, 16 abr. 2020.

VAN MANTGEM, P. J.; Stephenson, N. L.; Byrne, J. C.; Daniels, L. D.; Franklin, J. F.; Fule, P. Z.; Harmon, M. E.; Larson, A. J.; Smith, J. M.; Taylor, A. H.; Veblen, T. T. Widespread increase of tree mortality rates in the Western United States. **Science**, v. 323, p. 521–524, 2009.

VIGANÓ, H. H. DA G. et al. Previsão e Modelagem das Ocorrências de Incêndios no Pantanal. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 33, n. 2, p. 306–316, jun. 2018.

WIEDINMYER, C.; Neff, J. C. Estimates of CO₂ from fires in the United States: implications for carbon management. **Carbon Balance and Management**, v. 2, n. 10, p. 1-12, 2007.

WILLIAMS, A. P.; Allen, C. D.; Macalady, A. K.; Griffin, D.; Woodhouse, C. A.; Meko, D. M.; Swetnam, T. W.; Rauscher, S. A.; Seager, R.; Grissino-Mayer, H. D. Temperature as a potent driver of regional forest drought stress and tree mortality. **Nat. Clim. Change**, 2012.

WU, X. et al. Air pollution and COVID-19 mortality in the United States: Strengths and limitations of an ecological regression analysis. **Science Advances**, v. 6, n. 45, 4 nov. 2020.

ESTRUTURA DA PAISAGEM DO PARQUE ESTADUAL DAS NASCENTES DO RIO TAQUARI-MS

ROBERTO MACEDO GAMARRA

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia, Av. Costa e Silva, s/nº. CEP 79070-900. Campo Grande, MS, Brasil. *rmgamarra@gmail.com*

MARA CRISTINA TEIXEIRA GAMARRA

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia, Av. Costa e Silva, s/nº. CEP 79070-900. Campo Grande, MS, Brasil.

MARTHA GILKA GUTIÉRREZ CARRIJO

Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL), Costa Rica, MS, Brasil.

ANTONIO CONCEIÇÃO PARANHOS FILHO

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia, Av. Costa e Silva, s/nº. CEP 79070-900. Campo Grande, MS, Brasil.

RESUMO: Uma das características fundamentais da ecologia da paisagem é o estudo da estrutura da paisagem, que consiste nas relações espaciais entre os distintos elementos presentes, mais especificamente, relacionar as dimensões, formas, número, tipo e configuração dos diferentes elementos da paisagem com a distribuição de matéria, energia e espécies. As geotecnologias são as ferramentas ideais para estudos que envolvem a análise da paisagem. Assim, o objetivo do presente trabalho é analisar a estrutura da paisagem de uma unidade de conservação formal, o Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari, descrevendo os elementos espaciais que determinam os processos ecológicos existentes e sua importância na conservação biológica, utilizando geotecnologias. A análise em conjunto do relevo/geomorfologia, fitofisionomias, área ocupada pelos remanescentes de vegetação nativa, grau de fragmentação, do tamanho e da forma dos frag-

mentos, a relação do NDVI com a estrutura da vegetação, ou seja, dos parâmetros que determinam os processos ecológicos existentes e sua importância na conservação biológica, mostraram-se ferramentas eficientes e fornecem subsídios para o melhor manejo desta unidade de conservação, ajudando-a na sua sustentabilidade e na manutenção da biodiversidade local.

PALAVRAS CHAVE: Ecologia da paisagem; Geotecnologias; Fitofisionomias; Fragmentação; Estrutura da vegetação; NDVI.

ABSTRACT: One of the fundamental characteristics of landscape ecology is the study of landscape structure, which consists in the spatial relationships between the distinct elements, specifically, relating dimensions, shapes, number and configuration of landscape elements with the distribution of matter, energy and species. Geotechnologies are the ideal tools for studies that involve landscape analysis. The aim of this study is analyzing the landscape structure of a formal conservation unit, the Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari, describing the spatial elements that determine the existing ecological processes and its importance in biological conservation, using geotechnologies. The joint analysis of relief/geomorphology, phytophysionomies, vegetation remnants occupied areas, fragmentation degree, size and shape of fragments, the relationship between NDVI and vegetation structure, in other words, the parameters for the existing ecological processes and their importance in biological conservation, proved to be efficient tools and provide subsidies for the best management of this conservation unit, helping the sustainability and maintenance of local biodiversity.

KEYWORDS: Landscape Ecology; Geotechnology; Phytophysionomies; Fragmentation; Vegetation structure; NDVI.

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado é um dos biomas brasileiros mais modificados pelo homem, extensas áreas têm sido substituídas por pastagens, campos de agricultura ou por monoculturas florestais exóticas. Isto gera um mosaico de fragmentos de vegetação de diferentes tamanhos e grau de conservação (SILVANO *et al.*, 2005). É um dos locais mais ameaçados do planeta (MITTERMEIER *et al.*, 1998; MYERS *et al.*, 2000).

A vegetação do bioma Cerrado apresenta fisionomias que englobam formações florestais (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão), savânicas (Cerrado Sentido Restrito, Parque de Cerrado, Palmeiral e Vereda) e campestres (Campo Sujo, Campo Rupestre e Campo Limpo). Em sentido fisionômico, floresta representa áreas com predominância de espécies arbóreas, onde há formação de dossel, contínuo ou descontínuo. O termo savana refere-se a áreas com árvores e arbustos espalhados sobre um estrato graminoso, sem a formação de dossel contínuo. Já o termo campo designa áreas com predomínio de espécies herbáceo-arbustivas, com cobertura arbórea ausente ou sem destaque (RIBEIRO & WALTER, 1998).

A fragmentação de habitats e a conversão da cobertura do solo para fins agrícolas são ameaças constantes para a conservação da biodiversidade no Bioma Cerrado. Estas paisagens dominadas por atividades agrícolas tornaram-se mosaicos dinâmicos, que são formados por diferentes usos da terra (CARVALHO *et al.*, 2009). MACHADO *et al.* (2004) estimam que o bioma Cerrado deverá ser totalmente destruído no ano de 2030 se as atuais taxas de perda de habitat se manterem.

Nesse contexto, os conceitos da Ecologia da Paisagem aliados às ferramentas de Geotecnologias (Sensoriamento Remoto e SIG – Sistema de Informações Geográficas) fornecem um importante subsídio para o entendimento e planejamento para resolução de problemas ambientais.

A ecologia da paisagem visa estudar a estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos, concentrando-se nessas três características fundamentais da paisagem (FORMAN & GODRON, 1986; TURNER, 1987). A paisagem é resultante de processos geomorfológicos/geológicos e dos padrões de colonização dos organismos em diferentes escalas temporais, resultando em uma paisagem terrestre formada por diferentes tipos de relevo, vegetação e uso do solo que formam um agrupamento único de ecossistemas em interação (FORMAN & GODRON, 1986). O padrão de manchas gerado por esses processos atuando em diferentes escalas temporais e espaciais representa a assinatura de uma paisagem (URBAN *et al.*, 1987).

As geotecnologias representam um dos campos que mais crescem no mundo. Existe uma demanda mundial por profissionais que integrem dados ambientais e imagens de satélite (GEWIN, 2004; PARANHOS FILHO *et al.*, 2008), demonstrando a importância da utiliza-

ção desse tipo de ferramenta em análises ambientais. De acordo com ROUGHGARDEN *et al.* (1991) as geotecnologias fornecem à ecologia, dados em larga escala e permitem uma visão de conjunto sobre a estrutura espacial da paisagem.

A relação entre a intensidade da radiação eletromagnética com o comprimento de onda é chamada de curva de resposta espectral. Uma única feição ou um grupo de feições (padrão ou textura) característico desta curva é chamado assinatura espectral, que permite a individualização do objeto (GUPTA, 1991).

É comum o uso de índices espectrais de sensoriamento remoto no estudo da cobertura vegetal. Estes índices são obtidos com operações entre bandas, mais especificamente entre o vermelho e o infravermelho próximo. A assinatura espectral de áreas vegetadas se caracteriza pela baixa reflectância do visível e, portanto, do vermelho e intensa reflectância na faixa do infravermelho próximo, assim apresentam um índice alto. Em contraste, nuvens, água e neve têm uma reflectância maior no visível do que no infravermelho próximo, atingindo valores negativos. Afloramentos rochosos e solos expostos apresentam resposta similar nas duas bandas e o resultado para o índice é próximo de zero (LILLESAND *et al.*, 2004).

Analisar a estrutura da paisagem de uma unidade de conservação formal, o Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari, descrevendo os elementos espaciais que determinam os processos ecológicos existentes e sua importância na conservação biológica.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari (PENRT), além de sua importância para o bioma Cerrado, abriga nascentes deste importante rio para o Pantanal. Está localizado na região Centro Oeste do Brasil, no Estado de Mato Grosso de Sul, entre as coordenadas 17°59' a 18°15' S e 53°10' a 53°26' W. O PENRT foi criado através do Decreto Estadual nº 9.622 de 09 de outubro de 1999 (MATO GROSSO DO SUL, 1999), com área de 30.618,96 hectares, abrangendo 26.849,62 hectares no Município de Alcínópolis-MS e 3.769,34 hectares em Costa Rica-MS (Figura 1). É uma das áreas núcleo do Corredor de Biodiversidade Emas-Taquari (CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, 2003), ou seja, um dos remanescentes ambientalmente mais importantes no Cerrado.

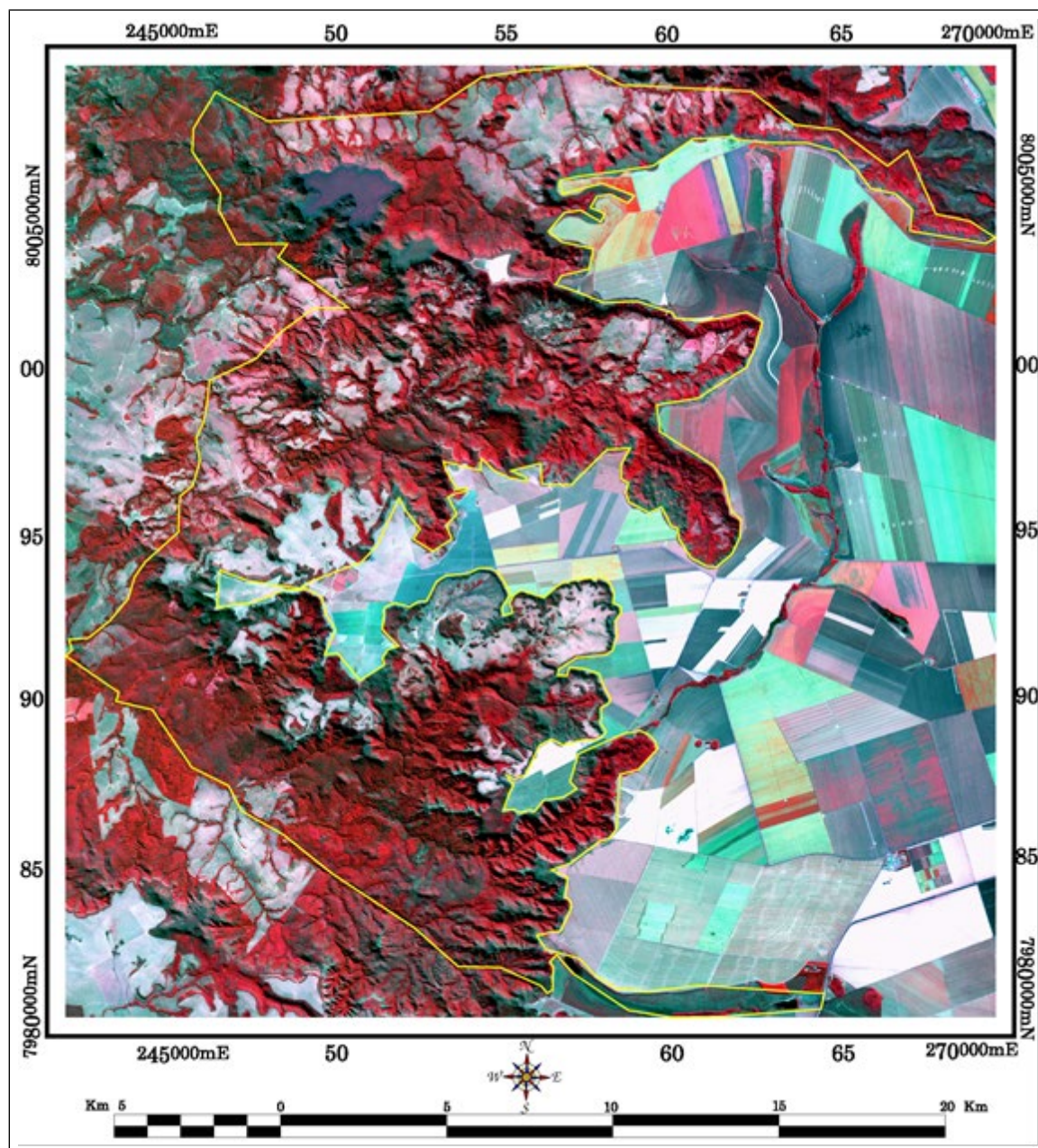


Figura 1. Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari (PENRT). Fonte: Imagem do satélite ALOS sensor AVNIR-2 com resolução espacial de 10 m de 04 de julho de 2010. Composição falsa cor RGB 432. Limite do PENRT em amarelo. No lado esquerdo da imagem, as áreas em vermelho intenso significam vegetação densa. O padrão geométrico do lado direito da imagem mostra áreas agrícolas, que circundam o Parque.

2.2. Materiais utilizados

Na realização do trabalho foi utilizada uma cena do satélite LANDSAT 5 (*Land Remote Sensing Satellite*), sensor TM (*Thematic Mapper*), órbita/ponto 224/073, com 30 m de resolução espacial, de 26 de julho de 2010 (INPE, 2010). Como material de apoio foram utilizadas ainda duas cenas ortorretificadas do satélite ALOS (*Advanced Land Observing Satellite*), uma do sensor AVNIR-2 (*Advanced Visible and Near Infrared Radiometer type 2*) com 10 m de resolução espacial, de 04 de julho de 2010 (GLOBALGEO, 2010 a) e outra do sensor PRISM (*Panchromatic Remote-sensing Instrument for Stereo Mapping*) com 2,5 m de resolução espacial, de 19 de agosto de 2010 (GLOBALGEO, 2010 b). Também foi

utilizado um Modelo Digital de Elevação SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) (MIRANDA, 2005), que descreve com detalhes a área do PENRT.

A cena do satélite LANDSAT 5 foi georreferenciada com erro inferior a 1 pixel, utilizando como base de referência as cenas do satélite ALOS (UTM, fuso 22, WGS84). Essa cena foi recortada utilizando o vetor do limite oficial do PENRT (em formato *shapefile*) obtido no Sistema Interativo de Suporte ao Licenciamento Ambiental (SISLA) do Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL) (SISLA, 2008).

Os programas utilizados foram o Geomatica 9.1 (PCI, 2003) para o georreferenciamento e recorte das imagens de satélite e integração de todos os dados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), o Ecognition 2.0 (DEFINIENS, 2002) para classificação orientada a objetos e o Global Mapper 11.02 (GLOBAL MAPPER, 2010) para manipulação do modelo digital de elevação.

2.3. Coleta de dados em campo

Foram realizadas três etapas de trabalho de campo, em janeiro de 2009, agosto de 2010 e em dezembro de 2010, no intuito de identificar os tipos de cobertura do solo (incluindo as fitofisionomias descritas por RIBEIRO & WALTER, 1998) e fazer o reconhecimento dos fragmentos de vegetação para relacioná-los com as imagens de satélite da área de estudo, utilizando máquina fotográfica digital e receptor GPS de navegação (*Global Positioning System*).

Também foram coletados dados de estrutura da vegetação como cobertura por espécies lenhosas (árvores e arbustos) utilizando densiômetro esférico das fitofisionomias Mata seca e ciliar, Cerradão e Cerrado sentido restrito. Foram amostrados 4 fragmentos de cada fitofisionomia (Mata - 3 fragmentos de mata seca e um de mata ciliar; Cerradão - 4 fragmentos de Cerradão e Cerrado - 4 fragmentos de cerrado sentido restrito) com caminhadas aleatórias onde foram realizadas 10 medidas a pelo menos 10 m de distância uma da outra em cada ponto, totalizando 12 fragmentos amostrados.

Durante o levantamento do histórico da área, os moradores e a gerente do Parque foram entrevistados sobre as mudanças ocorridas na cobertura do solo da área de estudo. Levantamentos bibliográficos também auxiliaram nessa atividade.

2.4. Cobertura do solo

A análise da imagem se baseou na identificação e interpretação, em campo, das diferentes classes de cobertura do solo e dos fragmentos de vegetação nativa. Foi estabelecida a relação entre as fitofisionomias e as respostas espectrais das imagens LANDSAT TM e ALOS AVNIR-2, sendo produzidas figuras com a descrição de cada classe de cobertura do solo, recortes das imagens de satélite e fotografias obtidas nos trabalhos de campo

relacionando as assinaturas espectrais dessas duas imagens com a realidade de campo para cada classe espectral de cobertura do solo encontrada no PENRT.

Para geração da carta de cobertura do solo da área de estudo, foi realizada a classificação orientada a objetos no recorte da imagem do satélite LANDSAT 5 do ano de 2010, utilizando o programa Ecognition 2.0 (DEFINIENS, 2002), de acordo com o método utilizado em GAMARRA (2008). Foram utilizadas quatro classes de cobertura do solo, incluindo as fitofisionomias descritas na chave de RIBEIRO & WALTER (1998) e agrupando diferentes classes espectrais de cobertura do solo descritas em PARANHOS FILHO *et al.* (2006), que faz a relação entre fitofisionomias do Cerrado e imagens do satélite LANDSAT para o Cerrado.

2.5. Análise da fragmentação da paisagem

O grau de fragmentação da cobertura vegetal (avaliado através do número de fragmentos existentes no PENRT) e o índice de circularidade (IC) foram calculados a partir dos fragmentos de vegetação arbórea, ou seja, foram utilizadas nesse cálculo somente as classes espectrais de cobertura do solo que possuem árvores (fitofisionomias de Mata ciliar, Mata de galeria, Mata seca, Cerradão e Cerrado sentido restrito), pois este índice é geralmente utilizado em fragmentos florestais, mas visto que o Cerrado é um bioma com vegetação predominantemente arbóreo-arbustiva, foram incluídos os fragmentos de fitofisionomias que possuem árvores.

A partir dos vetores gerados na classificação orientada a objetos do recorte da imagem da área de estudo (com atributos de área e perímetro dos polígonos) foi criado um banco de dados SIG.

O primeiro passo foi dissolver os polígonos adjacentes das classes que possuem árvores, desse modo os polígonos passaram a representar os fragmentos de vegetação.

Vale ressaltar que os fragmentos com área inferior a 1 ha foram descartados pois estão sujeitos a distorção de área e perímetro no momento da geração dos vetores a partir de imagens do satélite LANDSAT 5 (*pixel* de 30 x 30m).

2.5.1. Métrica da paisagem: Índice de Circularidade (IC)

O Índice de Circularidade (IC) de cada fragmento foi obtido por meio da equação:

$$IC = (2 \cdot \sqrt{\pi \cdot S}) / P \quad (\text{equação 1})$$

onde,

IC = índice de circularidade;

S = área do fragmento (em metros quadrados);

P = perímetro do fragmento (em metros).

A classificação dos fragmentos quanto à forma foi realizada a partir dos valores de IC, que permitem identificar se os fragmentos possuem tendências de formas alongadas ou circulares. Os valores de IC igual a 1 indicam fragmentos com tendência circular e, à medida que esse valor se torna menor, o fragmento apresenta-se com tendência mais alongada (NASCIMENTO *et al.*, 2006).

Assim, no presente trabalho, fragmentos que apresentaram valores de $IC < 0,4$ foram classificados como muito irregulares, com IC entre 0,4 e 0,65 como irregulares e com $IC > 0,65$ como regulares.

2.6. Relação entre fitofisionomias, índice de vegetação e cobertura vegetal

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) permite caracterizar parâmetros biofísicos da vegetação, como fitomassa/densidade da vegetação e seu valor é normalizado para o intervalo de -1 a +1 (PONZONI & SHIMABUKURO, 2007), sendo que o valor zero se refere aos pixels não vegetados. Esses valores representam uma medida indireta da fitomassa, indicando valores de matéria e energia presente na área amostrada.

O NDVI é calculado pela seguinte relação:

$$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R) \quad (\text{equação 2})$$

onde,

NIR: Reflectância da vegetação na banda do infravermelho próximo;

R: Reflectância da vegetação na banda do vermelho.

Para o cálculo do NDVI primeiramente foi feita a correção atmosférica da imagem LANDSAT 5 do ano de 2010 através do algoritmo *ATCOR2* e após a correção atmosférica foi gerado o NDVI através da execução do *raster calculator* utilizando o programa Geomatica 9.1 (PCI, 2003).

Nos mesmos fragmentos onde foram coletadas as variáveis de estrutura da vegetação foram coletadas suas coordenadas. A partir dessas coordenadas foram criados *buffers* de 100 m que serviram de limite para o recorte da imagem NDVI. Os valores do NDVI desses recortes foram analisados em conjunto com as variáveis de estrutura da vegetação.

Para saber se o NDVI e a cobertura vegetal refletem significativamente a diferença entre as três fitofisionomias, Mata, Cerradão e Cerrado sentido restrito, foi feita uma ANOVA (teste *F*) de um fator (fitofisionomia) em conjunto com o teste de *Tukey* (Q) utilizando os valores médios do NDVI e da cobertura vegetal dos quatro fragmentos de cada fitofisionomia amostrada, através do programa BioEstat 5.0 (AYRES *et al.*, 2007), testando cada uma das variáveis separadamente.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Excelentes revisões sobre os aspectos conceituais, legais, históricos e culturais, caracterização física e biológica e regularização fundiária do Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari são encontradas em CARRIJO (2005) e MATO GROSSO DO SUL (2009). Os aspectos aqui apresentados não são abordados em tais trabalhos.

3.1. Relevo

Foi utilizado um Modelo Digital de Elevação com dados da missão SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) (MIRANDA, 2005) (Figura 2), que descreve com detalhes o relevo do PENRT.

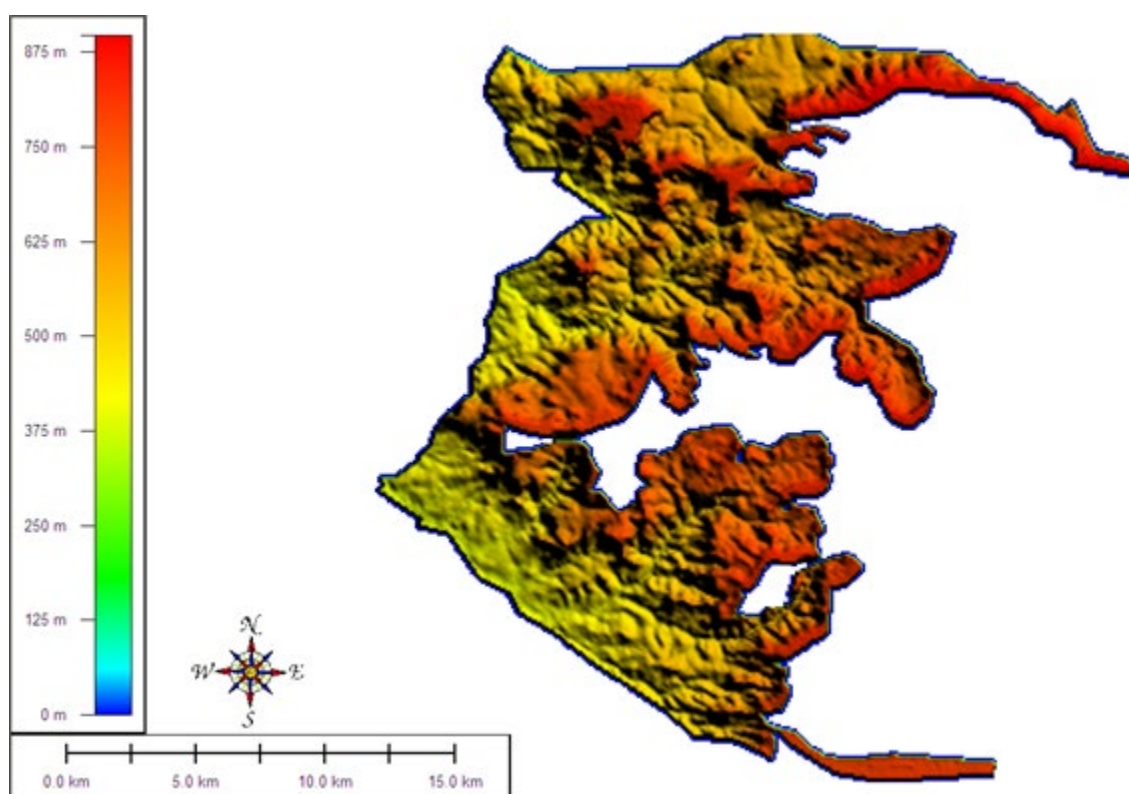


Figura 2. Modelo digital de elevação da área de estudo.

Através desse modelo tem-se uma noção que a área do PENRT é uma região de escarpa com relevo bastante acidentado, apresentando desníveis de até 300m em menos de 5 km, este relevo e sua geomorfologia (Figura 3) caracterizam o tipo de vegetação presente na unidade de conservação e ajuda a entender a distribuição dos fragmentos de vegetação. Além de explicar a escolha dos próprios limites da unidade de conservação, são áreas de difícil implantação da agricultura, onde as plantações de soja e algodão mecanizadas não conseguiram avançar, assim, o relevo também condiciona certo grau de proteção ao PENRT.

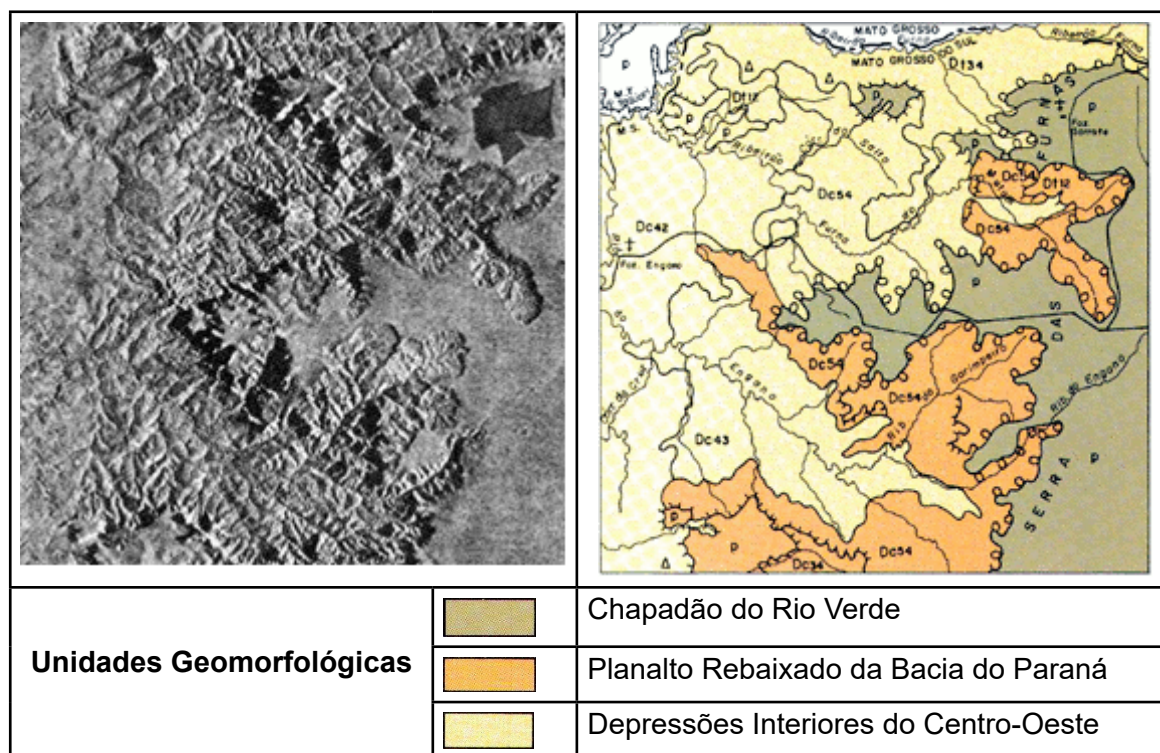


Figura 3. Imagem de radar (esquerda) e mapa geomorfológico (direita) da região do PENRT. Fonte: MATO GROSSO DO SUL (1990).

3.2. Classes Espectrais de cobertura do solo

Na área de estudo foram separados 4 tipos de cobertura do solo que foram utilizados como classes espectrais de referência (figuras 4 a 9), ou seja, classes que podem ser diferenciadas nas imagens LANDSAT e ALOS e que foram usadas para a classificação orientada a objetos da área de estudo, desse modo, estabelecendo a relação entre as respostas espectrais da referida imagem e os tipos de cobertura do solo:

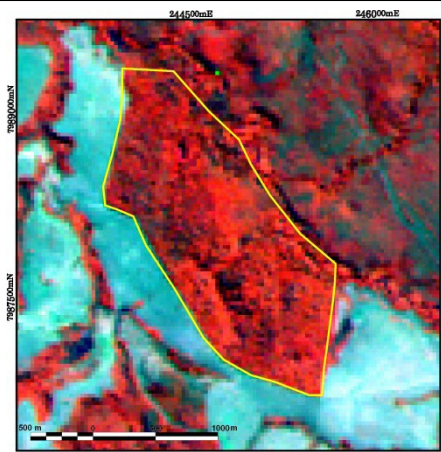
- **Formação florestal:** Engloba as fitofisionomias Cerradão, Mata Seca, Mata Ciliar e Mata de Galeria;
- **Formação savânica:** Corresponde a fitofisionomia Cerrado Sentido Restrito;
- **Formação campestre:** Engloba as fitofisionomias Campo Limpo, Campo Sujo e Campo Rupestre. Vale ressaltar que na classe formação campestre estão incluídos tanto campos nativos como pastagens e outras formações campestres exóticas/cultivadas;
- **Água/ Área úmida:** Corresponde a corpos aquosos como rios e lagos e áreas úmidas como brejos, veredas e banhados.

É importante destacar que foram incluídos na classe espectral de cobertura do solo Formação campestre os campos de Cambaúva ou cambauvais, que são campos onde predominam uma espécie nativa de bambu (*Apoclada arenicola*), conhecida como Cambaúva que são encontradas predominantemente nas áreas de encostas do PENRT.

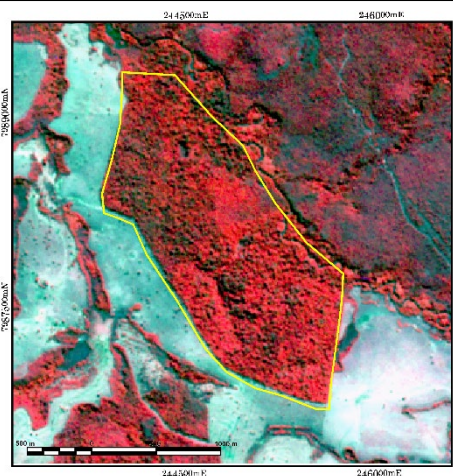
Observando-se as características de reflectância espectral da vegetação, solo e água, deve-se reconhecer que estes tipos amplos de feição, são normalmente separáveis espectralmente. No entanto, o grau de separação entre estes tipos é uma função da parte do espectro analisada. Respostas espectrais medidas por sensores remotos através de várias feições, frequentemente permitem uma avaliação do tipo e/ou da condição das feições, estas respostas têm sido muitas vezes apresentadas como assinaturas espectrais (LILLESAND *et al.*, 2004).

Formação florestal – Mata seca

Sob a designação Mata Seca estão incluídas as formações florestais caracterizadas por diversos níveis de caducifolia durante a estação seca, dependentes das condições químicas, físicas e principalmente da profundidade do solo (RIBEIRO & WALTER, 1998).



Mata seca destacada em amarelo na imagem LANDSAT 5-RGB 453, resolução espacial de 30 m.



Mata seca destacada em amarelo na imagem ALOS AVNIR-2-RGB 432, resolução espacial de 10 m.

A altura média do estrato arbóreo varia entre 15 e 25 metros. A grande maioria das árvores são eretas, com alguns indivíduos emergentes. Na época chuvosa as copas tocam-se fornecendo uma cobertura de dossel entre 70 a 95%. Na época seca a cobertura pode ser inferior a 50%, especialmente na Mata Decídua, onde predominam espécies caducifólias (RIBEIRO & WALTER, 1998).

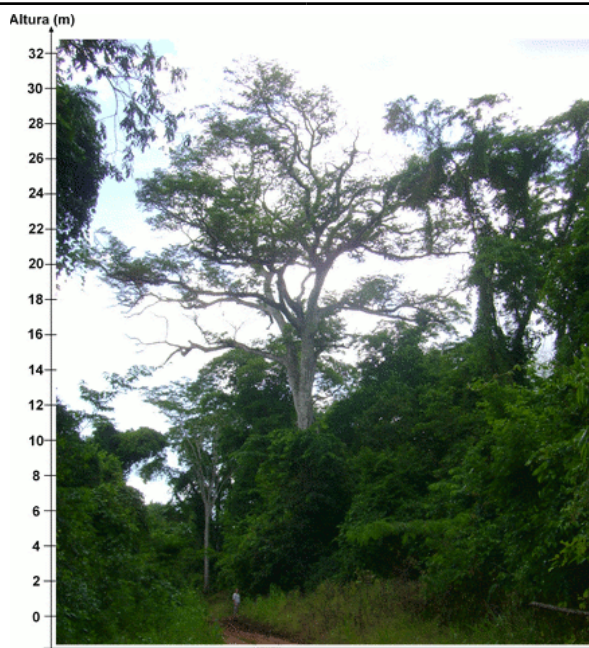
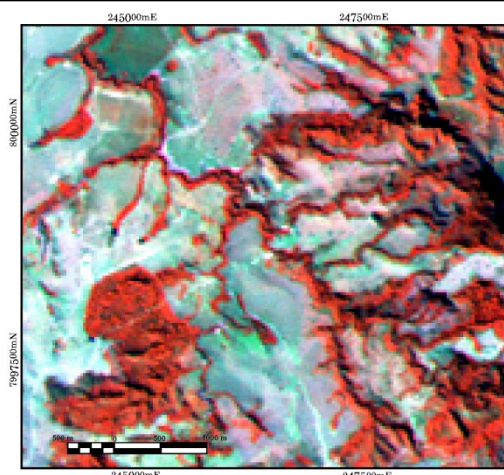


Imagem da borda de um fragmento de Mata seca com representação da altura. Reparar na pessoa usada como referência de escala.

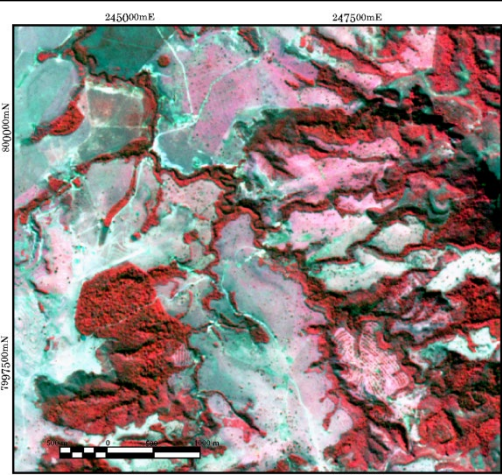
Figura 4. Classe espectral de cobertura do solo Formação florestal, representando a fitofisionomia Mata seca.

Formação florestal – Mata ciliar/Mata de Galeria

Por Mata Ciliar entende-se a vegetação florestal que acompanha os rios de médio e grande porte da região do Cerrado. Em geral essa Mata é relativamente estreita em ambas as margens, dificilmente ultrapassando 100 metros de largura em cada. É comum a largura em cada margem ser proporcional à do leito do rio, embora em áreas planas a largura possa ser maior. Porém, a Mata Ciliar ocorre geralmente sobre terrenos acidentados, podendo haver uma transição nem sempre evidente para outras fisionomias florestais como a Mata Seca e o Cerradão (RIBEIRO & WALTER, 1998).



Mata ciliar acompanhando a drenagem na imagem LANDSAT 5-RGB 453, resolução espacial de 30 m.



Mata ciliar acompanhando a drenagem na imagem ALOS AVNIR-2-RGB 432, resolução espacial de 10 m.

As árvores, predominantemente eretas, variam em altura de 20 a 25 metros, com alguns poucos indivíduos emergentes alcançando 30 metros ou mais. As espécies típicas são predominantemente caducifólias, com algumas sempre-verdes, conferindo à Mata Ciliar um aspecto semidecíduo. Ao longo do ano as árvores fornecem uma cobertura arbórea variável de 50 a 90%. Na estação chuvosa a cobertura chega a 90%, dificilmente ultrapassando este valor, ao passo que na estação seca pode até mesmo ser inferior a 50% em alguns trechos (RIBEIRO & WALTER, 1998).

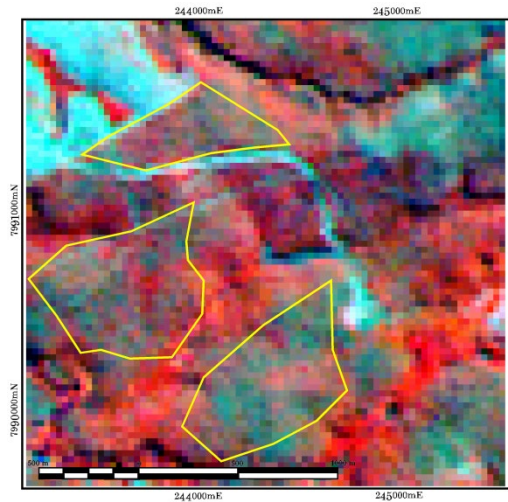


Imagem da borda de um fragmento de Mata Ciliar com representação da altura. Reparar na pessoa usada como referência de escala.

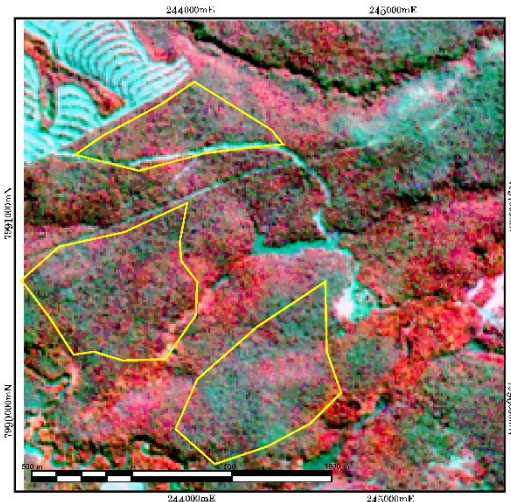
Figura 5. Classe espectral de cobertura do solo Formação florestal, representando a fitofisionomia Mata ciliar.

Formação florestal – Cerradão

O Cerradão é uma formação florestal com aspectos xeromórficos, tendo sido conhecido pelo nome “Floresta Xeromorfa” (RIZZINI, 1963). Para CAMPOS (1943) “o Cerradão é mata mais rala e fraca”. Caracteriza-se pela presença de espécies de mata. Do ponto de vista fisionômico é uma floresta, mas florísticamente é mais similar a um Cerrado. De acordo com a fertilidade do solo o Cerradão pode ser classificado como Cerradão Distrófico (solos pobres) ou Cerradão Mesotrófico (solos mais ricos), cada qual possuindo espécies características adaptadas a esses ambientes (RATTER *et al.*, 1978; RIBEIRO *et al.*, 1982 e 1985; ARAÚJO & HARIDASAN, 1989; RIBEIRO & HARIDASSAN, 1990; OLIVEIRA FILHO & RATTER, 1995 *apud* RIBEIRO & WALTER, 1998).



Cerradão destacado em amarelo na imagem LANDSAT 5-RGB 453, resolução espacial de 30 m.



Cerradão destacado em amarelo na imagem ALOS AVNIR-2-RGB 432, resolução espacial de 10 m.

O Cerradão apresenta dossel predominantemente contínuo e cobertura arbórea que pode oscilar de 50 a 90%. A altura média do estrato arbóreo varia de 8 a 15 metros, proporcionando condições de luminosidade que favorecem à formação de estratos arbustivo e herbáceo diferenciados. Embora possa ser perenifólio, muitas espécies comuns ao Cerrado como *Caryocar brasiliense*, *Kielmeyera coriacea* e *Qualea grandiflora* apresentam caducifolia em determinados períodos na estação seca; períodos nem sempre coincidentes com aqueles das populações do Cerrado (RIBEIRO *et al.* 1982).



Imagem da borda de um fragmento de Cerradão com representação da altura. Reparar na pessoa usada como referência de escala.

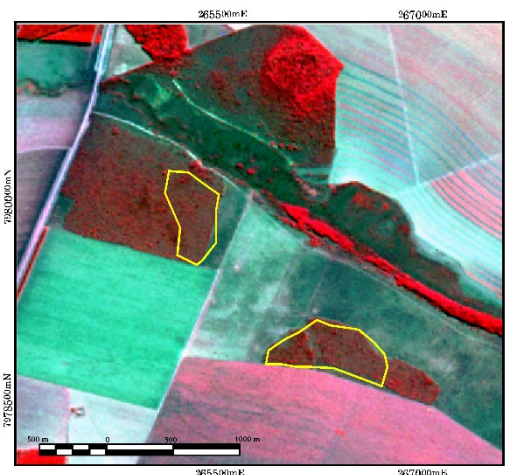
Figura 6. Classe espectral de cobertura do solo Formação florestal, representando a fitofisionomia Cerradão.

Formação savânica – Cerrado Sentido Restrito

Caracteriza-se pela presença de árvores baixas, inclinadas, tortuosas, com ramificações irregulares e retorcidas e geralmente com evidências de queimadas. Os arbustos e subarbustos encontram-se espalhados, com algumas espécies apresentando órgãos subterrâneos perenes (xilopódios), que permitem a rebrota após queima ou corte. Na época chuvosa os estratos subarbustivo e herbáceo tornam-se exuberantes devido ao seu rápido crescimento. Devido à complexidade dos fatores condicionantes, originam-se subdivisões fisionômicas distintas do Cerrado sentido restrito, sendo as principais: o **Cerrado Denso**, o **Cerrado Típico** e o **Cerrado Ralo**, além do **Cerrado Rupestre**. As três primeiras refletem variações na forma dos agrupamentos e espaçamento entre os indivíduos lenhosos, seguindo um gradiente de densidade decrescente do Cerrado Denso ao Cerrado Ralo (RIBEIRO & WALTER, 1998).



Cerrado sentido restrito destacado em amarelo na imagem LANDSAT 5-RGB 453, resolução espacial de 30 m.



Cerrado sentido restrito destacado em amarelo na imagem ALOS AVNIR-2-RGB 432, resolução espacial de 10 m.

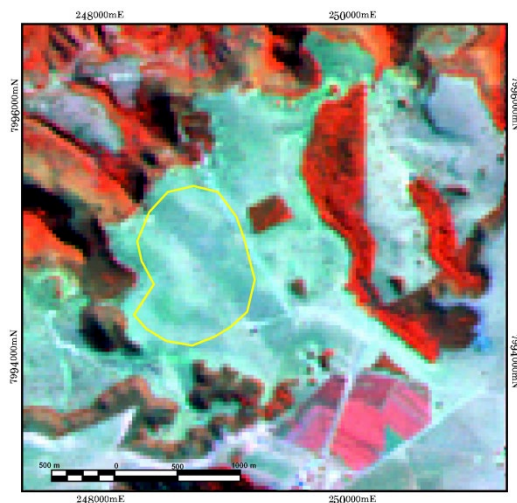


Imagem da borda de um fragmento de Cerrado Sentido Restrito com representação da altura. Reparar na pessoa usada como referência de escala.

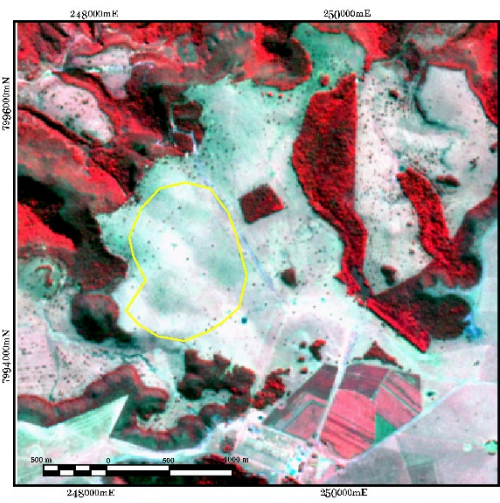
Figura 7. Classe espectral de cobertura do solo Formação savânica, representando a fitofisionomia Cerrado sentido restrito.

Formação campestre

Engloba as fitofisionomias Campo Limpo, Campo Sujo e Campo Rupestre (RIBEIRO & WALTER, 1998). Vale ressaltar que na classe formação campestre estão incluídos tanto campos nativos como pastos e outras formações campestres exóticas/cultivadas.



Campo limpo/Pasto destacado em amarelo na imagem LANDSAT 5-RGB 453, resolução espacial de 30 m.



Campo limpo/Pasto destacado em amarelo na imagem ALOS AVNIR-2-RGB 432, resolução espacial de 10 m.

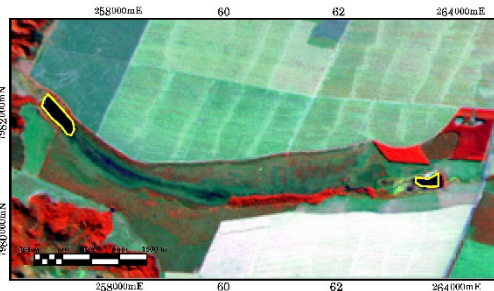


Imagem de pastagem dentro do PENRT.

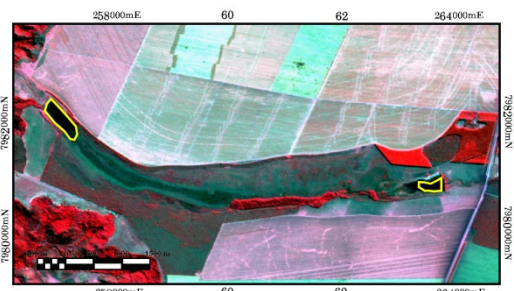
Figura 8. Classe espectral de cobertura do solo Formação campestre, representando a fitofisionomia Campo limpo e pasto de espécies cultivadas.

Água/Área úmida

Corpos aquosos como rios e lagos e áreas úmidas como brejos, veredas e banhados.



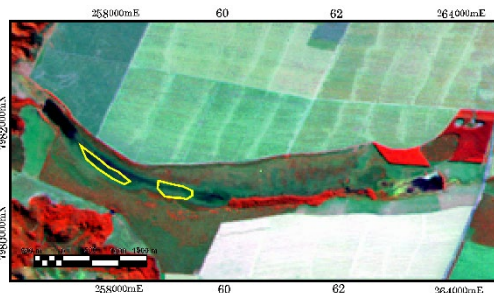
Lago destacado em amarelo na imagem LANDSAT 5-RGB 453, resolução espacial de 30 m.



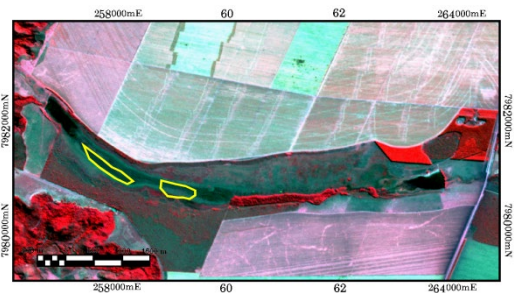
Lago destacado em amarelo na imagem ALOS AVNIR-2-RGB 432, resolução espacial de 10 m.



Imagem de um lago dentro do PENRT.



Área úmida destacada em amarelo na imagem LANDSAT 5-RGB 453, resolução espacial de 30 m.



Área úmida destacada em amarelo na imagem ALOS AVNIR-2-RGB 432, resolução espacial de 10 m.



Imagem de uma área úmida dentro do PENRT.

Figura 9. Classe espectral de cobertura do solo Água/Área úmida, representando um lago e uma área úmida dentro do PENRT.

3.3. Cobertura do solo

Foi produzida uma carta de cobertura do solo para o ano de 2010 e também o gráfico com a porcentagem da área ocupada pelas quatro classes espectrais de cobertura do solo (Figura 10).

De acordo com FORMAN & GODRON (1986), uma das características fundamentais da ecologia da paisagem é o estudo da estrutura da paisagem, que consiste nas relações espaciais entre os distintos elementos presentes, mais especificamente, relacionar as dimensões, formas, número, tipo e configuração dos diferentes elementos da paisagem com a distribuição de matéria, energia e espécies.

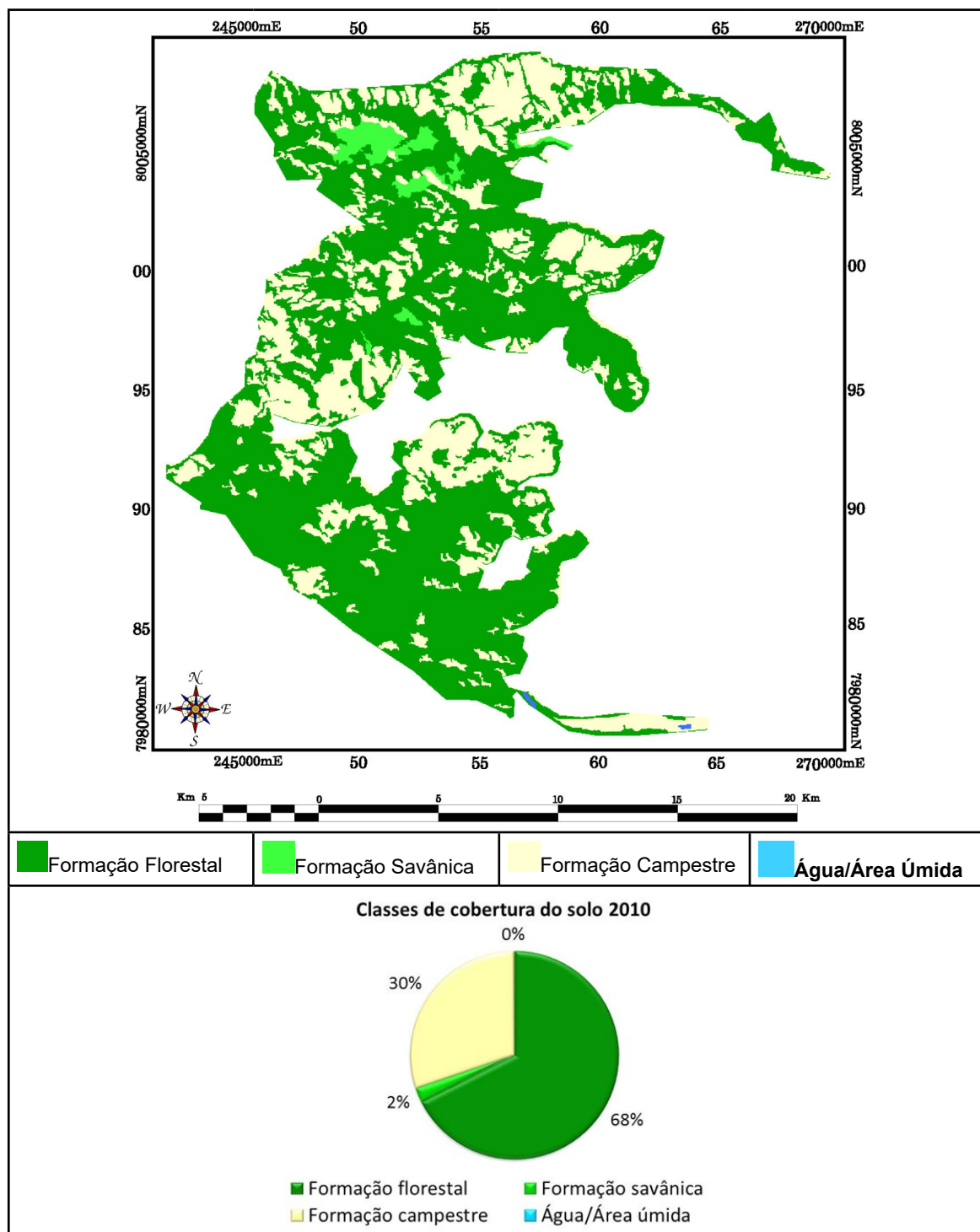


Figura 10. Carta de cobertura do solo e a porcentagem da área ocupada por cada classe espectral de cobertura do solo do PENRT.

3.4. Área ocupada pelos remanescentes

A área ocupada pelos remanescentes de vegetação arbórea do PENRT (somatório das áreas dos fragmentos maiores que 1 ha), em julho de 2010, pode ser visualizada na figura 11.

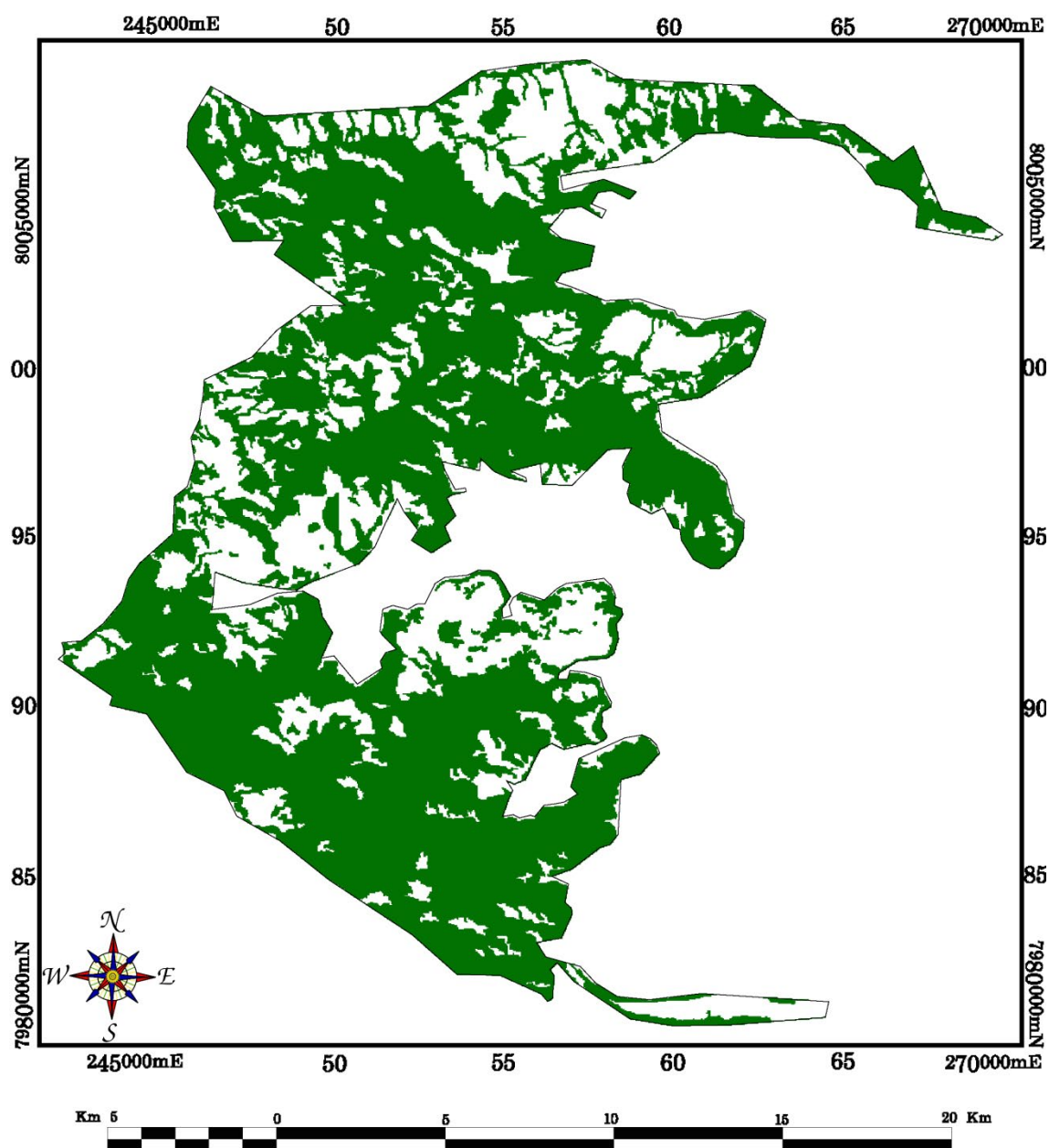


Figura 11. Área ocupada pelos remanescentes do PENRT no ano de 2010 (em verde) e seu limite (em preto).

A riqueza de espécies de mamíferos e aves de florestas em paisagens fragmentadas é fortemente influenciada pela extensão total da cobertura florestal na paisagem (VIRGOS, 2001; RADFORD *et al.*, 2005). A melhor maneira e a mais correta para medir a cobertura vegetal é através da utilização de geotecnologias. SIG e Sensoriamento Remoto são considerados “as mais importantes ferramentas holísticas para a análise, planejamento e gestão da paisagem (BASTIAN & STEINHARDT, 2002 *apud* LANG & BLASCHKE, 2009).

3.5. Tamanho dos fragmentos

Na área de estudos foram encontrados 85 fragmentos de vegetação arbórea. Vale ressaltar que os fragmentos com área inferior a 1 ha foram descartados pois estão sujeitos a distorção de área e perímetro no momento da geração dos vetores a partir da imagem do satélite LANDSAT 5. Utilizando o banco de dados SIG foi produzida uma Carta de Avaliação dos Fragmentos de Vegetação por Tamanho (Figura 12).

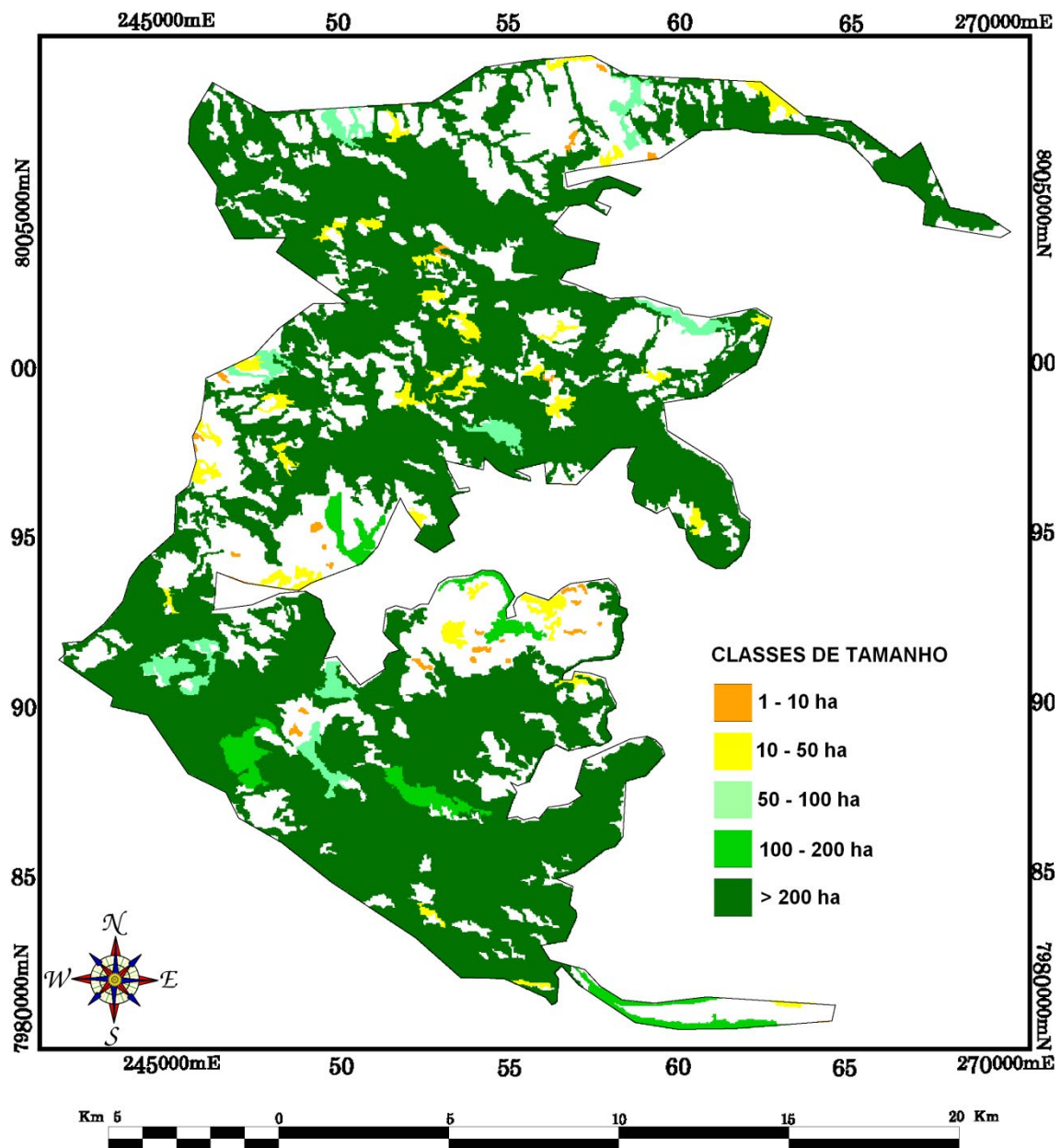


Figura 12. Carta de avaliação dos fragmentos por tamanho.

Os valores de área dos fragmentos variaram de 1,08 ha a 9.401,67 ha. Grande parte dos fragmentos do PENRT encontra-se nas classes de tamanho 1 – 10 ha com 30 fragmentos e na classe 10 – 50 ha, com 36 fragmentos indicando que grande parte dos fragmentos do PERNT no ano de 2010 são pequenos. No entanto, ainda existem alguns fragmentos

grandes. Na classe 50 – 100 ha existem 9 fragmentos, na classe 100 – 200 ha existem 5 fragmentos e na classe > 200 ha existem 5 fragmentos também, totalizando 85 fragmentos de vegetação arbórea no PENRT em 2010.

Pode-se verificar para área de estudo que existem três grandes fragmentos com mais de 500 ha. Um deles com mais de 8.000 ha e o outro com mais de 9.000 ha merecem destaque.

Estes fragmentos praticamente conectam todos os outros fragmentos menores que existem no Parque permitindo que toda a unidade de conservação funcione como um só grande fragmento, pois os fragmentos menores são próximos a eles. A grande quantidade de cursos d'água dentro do Parque também pode promover a conectividade desses fragmentos, funcionando como corredores de biodiversidade.

Um conjunto de pequenos fragmentos isolados, porém próximos, pode efetivamente proporcionar vias de acesso, funcionando como trampolins ecológicos. Enquanto os grandes fragmentos são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, os pequenos remanescentes cumprem funções extremamente relevantes ao longo da paisagem, funcionando como elementos de ligação entre grandes áreas, promovendo um aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuando como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas (FORMAN & GODRON, 1986).

3.6. Forma dos fragmentos

Os valores de IC dos fragmentos variaram de 0,06 a 0,88. Grande parte dos fragmentos apresenta forma irregular e muito irregular. Na classe Muito Irregular ($IC < 0,4$) existem 42 fragmentos. Na classe Irregular ($IC 0,4 - 0,65$) existem 34 fragmentos e na classe Regular ($IC > 0,65$) existem somente 9 fragmentos, totalizando 85 fragmentos. Utilizando o banco de dados SIG também foi produzida uma Carta de Avaliação dos Fragmentos de Vegetação por Forma (Figura 13).

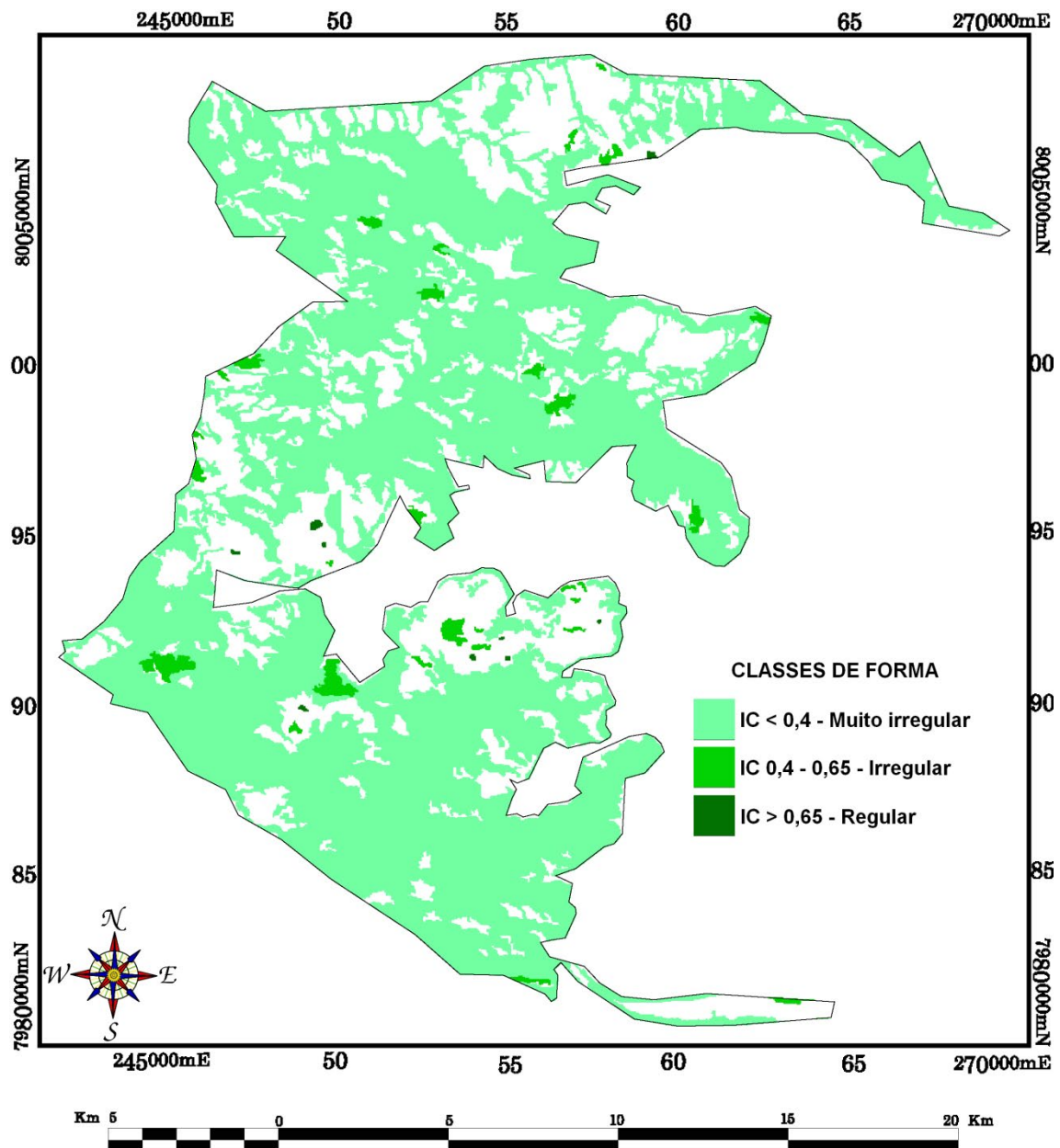


Figura 13. Carta de avaliação dos fragmentos por forma.

Fragmentos de habitats mais próximos ao formato circular têm a razão borda-área minimizada e, portanto, o centro da área está mais distante das bordas e consequentemente, mais protegido dos fatores externos.

Todos os efeitos relacionados às bordas são particularmente mais intensos em fragmentos pequenos, porém a forma dos fragmentos, e especialmente aqueles muito estreitos e alongados ou com formas muito irregulares, com muitas invaginações, podem permitir que as alterações penetrem em grande parte da área ou mesmo em toda a área do fragmento. Isto faz com que espécies sensíveis a estas alterações sejam excluídas de toda a área do fragmento (KAPOS, 1989; LAURANCE *et al.*, 1998).

O predomínio de formas irregulares dos fragmentos pode ser explicado por vários fatores, um deles é o relevo do Parque que é bastante acidentado formando dessa maneira fragmentos de forma bastante irregular.

Outro fator que deve ser levado em consideração é a situação fundiária do Parque, que é formado por muitas fazendas que ainda não foram desapropriadas, nessas fazendas a principal atividade é a criação de gado, dessa maneira parte da vegetação foi suprimida para formação de pastagem.

Assim, esses remanescentes de vegetação arbórea acabam sendo “recortados” de diversas maneiras, fazendo com que existam fragmentos de diversos formatos e muitas vezes esses formatos apresentam um perímetro muito grande em relação a sua área.

3.7. Relação entre fitofisionomias, índice de vegetação e cobertura vegetal

Os valores do índice de vegetação e da cobertura vegetal (cobertura por espécies lenhosas - árvores e arbustos) para cada fragmento estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Valores do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e cobertura vegetal para cada fragmento de três diferentes fitofisionomias.

Fitofisionomia	Fragmento	NDVI ¹	Cobertura Vegetal ²
Mata	1	0,745 ±0,036	92,297 ±1,396
Mata	2	0,831 ±0,060	91,554 ±2,258
Mata	3	0,864 ±0,053	92,905 ±2,836
Mata	4	0,963 ±0,069	95,068 ±1,236
Cerradão	1	0,790 ±0,038	88,378 ±7,683
Cerradão	2	0,774 ±0,110	91,351 ±3,963
Cerradão	3	0,685 ±0,086	79,189 ±8,622
Cerradão	4	0,821 ±0,040	89,797 ±4,291
Cerrado	1	0,468 ±0,110	31,893 ±23,778
Cerrado	2	0,661 ±0,155	47,973 ±25,715
Cerrado	3	0,603 ±0,117	76,802 ±12,346
Cerrado	4	0,560 ±0,102	35,811 ±16,230

¹ Valor médio e desvio padrão. ² Porcentagem média e desvio padrão.

O NDVI médio separou significativamente as fitofisionomias analisadas ($F= 13,4446$; $p= 0,0024$). O NDVI médio separou bem a Mata do Cerrado ($Q= 7,1447$; $p < 0,01$) e o Cerradão do Cerrado ($Q= 5,0032$; $p < 0,05$). No entanto a diferença não foi significativa entre Mata e Cerradão ($Q= 2,1415$).

A cobertura por espécies lenhosas apresentou resultado semelhante ao NDVI médio, pois, separou significativamente as fitofisionomias analisadas ($F= 16,0573$; $p= 0,0014$).

A cobertura vegetal separou bem a Mata do Cerrado ($Q= 7,3663$; $p < 0,01$) e o Cerradão do Cerrado ($Q= 6,4172$; $p < 0,01$). No entanto a diferença não foi significativa entre Mata e Cerradão ($Q= 0,9491$), pois tratam-se de duas formações florestais que nas condições de regeneração do PENRT mostram-se bastante semelhantes.

Os resultados corroboram com BITENCOURT *et al.* (1997), MESQUITA JÚNIOR (1998), e GIRALDELLI & PARANHOS (2006) que também conseguiram diferenciar algumas fitofisionomias do Cerrado utilizando o NDVI apesar dos valores do índice diferirem entre os estudos, pois dependem das condições fenológicas no momento da obtenção das imagens.

4. CONCLUSÕES

A relação entre as assinaturas espectrais e uma chave de identificação de tipos fitofisionômicos representa um passo importante na homogeneização de metodologias de trabalho em sensoriamento remoto no bioma Cerrado.

A análise em conjunto do relevo/geomorfologia, fitofisionomias, área ocupada pelos remanescentes de vegetação nativa, grau de fragmentação, do tamanho e da forma dos fragmentos, a relação do NDVI com a estrutura da vegetação, ou seja, dos parâmetros que determinam os processos ecológicos existentes e sua importância na conservação biológica, mostraram-se ferramentas eficientes e fornecem subsídios para o melhor manejo desta unidade de conservação, ajudando-a na sua sustentabilidade e na manutenção da biodiversidade local.

A descrição da estrutura da paisagem através dos parâmetros citados também ajuda a entender a função que cada fragmento de vegetação desempenha na paisagem como um todo. Grandes remanescentes, fragmentos de diferentes tamanhos, formas e quantidade de matéria, energia e espécies (fitofisionomias e fitomassa) fornecem uma diversidade de habitats com diferentes funções na paisagem, que permitem a manutenção da biodiversidade local, principalmente em uma área protegida.

O PENRT é uma unidade de conservação nova, criada no ano de 1999 e grande parte da sua área ainda não foi desapropriada, assim ainda ocorrem atividades agropecuárias dentro do Parque. Outra preocupação é sua zona de amortecimento, seu limite leste é totalmente tomado por extensas plantações de soja e algodão. Algumas nascentes (Ribeirão do Engano) encontram-se próximas ao Parque, em seu entorno, mas fora da área de proteção, cercadas de plantações. Seria de grande importância que a região do entorno do Parque também recebesse atenção, para que na medida em que as desapropriações forem sendo feitas, a vegetação do Parque e seu entorno possa se regenerar.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores externam seus agradecimentos à FUNDECT pelos projetos de pesquisa nº 0081/08 e nº 0241/08 e pela bolsa de doutorado nº 057/10, ao PPGEC e CAPES pela bolsa de doutorado, à SEMAC/IMASUL/GUC pela concessão da autorização ambiental para pesquisa em unidades de conservação nº 006/2008, à Martha Gilka Gutiérrez Carrijo (SEMAC/IMASUL de Costa Rica), seu Vanderlei e Professor Wilson (Prefeitura Municipal de Costa Rica) por todo apoio nos trabalhos de campo.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa de produtividade em pesquisa de A. C. Paranhos Filho (CNPq Processo 305013/2018-1)

6. REFERÊNCIAS

AYRES, M. AYRES JUNIOR, M. AYRES, D.L. SANTOS, A.A.S. & AYRES, L.L. **BioEstat versão 5.0 Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Bio-Médicas**. Belém-PA. 2007.

BITENCOURT, M.D. MESQUITA JR, H.N. MANTOVANI, W. BATALHA, M.A. PIVELLO, V.R. Identificação de fisionomias de cerrado com imagens índice de vegetação. *In*: Laércio Leonel Leite & Carlos Hiroo Saito. (Org.). **Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado**. Brasília: UnB/ECL, p. 316-320. 1997.

CAMPOS, L.F.G. Mapa florestal do Brasil. **Boletim Geográfico**, v.1, n.9, p.9-27, 1943.

CARRIJO, M.G.G. Vulnerabilidade ambiental: **O Caso do Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari - MS**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, MS. 98 p. 2005.

CARVALHO, F.M.V., MARCO JÚNIOR, P. & FERREIRA, L.G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**. 142. 1392–1403. 2009.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL. **Corredor de Biodiversidade Emas-Taquari**. (<http://www.conservation.org.br/onde/cerrado/index.php?id=155>). Último acesso em 18 de setembro de 2012. 2003.

DEFINIENS IMAGING. **Ecognition version 2.0**. Munchen, Alemanha. 1 CD-ROM. 2002.

FORMAN, R.T., GODRON, M. **Landscape Ecology**. John Willey. Nova Iorque. 619 p. 1986.

GAMARRA, R.M.. **Identificação de fitofisionomias e análise da fragmentação da vegetação na região do Parque Natural Municipal Salto do Sucuriú, utilizando imagem de alta resolução**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, MS. 73 p. 2008.

GEWIN, V. **Mapping opportunities**. Nature 427. p. 376-377. 22 January 2004.

GIRALDELLI, G.R. & PARANHOS FILHO, A.C. Relação entre as variáveis estruturais do habitat e o índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) em três tipos de habitat de cerrado na fazenda Diamante, Coxim, MS. **Anais 1º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**, Campo Grande,

Mato Grosso do Sul, Brasil. Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p.341-350. 2006.

GLOBAL MAPPER. **Global Mapper version 11.02**. Blue Marble Geographics, Hallowell, Maine U.S.A. 2010.

GLOBALGEO. **Globalgeo Geotecnologias LTDA**. Imagem do satélite ALOS, sensor AVNIR-2. Ban-das 1, 2, 3 e 4. ID ALAV2A236673960. Órbita/Ponto 405/3960 de 04 de julho de 2010. 2010 a.

GLOBALGEO. **Globalgeo Geotecnologias LTDA**. Imagem do satélite ALOS, sensor PRISM. Banda Pan. ID ALPSMN243383960. Órbita/Ponto 405/3960 de 19 de agosto de 2010. 2010 b.

GUPTA, R.P. **Remote Sensing Geology**. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. 1 ed. 356 p. 1991.

INPE. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**. Imagem do satélite LANDSAT 5, sensor TM. Ban-das 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7. Órbita/Ponto 224/073 de 26 de julho de 2010. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>. Último acesso em 12 de novembro de 2012. 2010.

KAPOS, V. **Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon**. J. Trop. Ecol., 5: 173-185. 1989.

LANG, S., BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. Tradução Hermann Kux. São Paulo. Oficina de Textos. 424 p. 2009.

LAURANCE, W. F., FERREIRA, L. V., RANKIN-DE-MERONA, J. M. & LAURANCE, S. G. Rain Forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, 79: 2032-2040. 1998.

LILLESAND, T.M.; KIEFER, R.W.; CHIPMAN, J.W. **Remote Sensing and Image Interpretation**. John Wiley & Sons, Inc. New York – USA. 5 ed. 763 p. 2004.

MACHADO, R.B., RAMOS NETO, M.B., PEREIRA, P.G.P., CALDAS, E.F., GONÇALVES, D.A., SANTOS, N.S., TABOR, K. & STEININGER, M. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado**. Conservação Internacional, Brasília, DF. 2004.

MATO GROSSO DO SUL. **Atlas Multirreferencial**. Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral (SEPLAN). 28 p. 1990.

MATO GROSSO DO SUL. Decreto nº 9.662, de 9 de outubro de 1999. **Cria o Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari, e dá outras providências**. Publicado no Diário Oficial de Mato Grosso do Sul de 14 de outubro de 1999.

MATO GROSSO DO SUL. **Plano de Manejo do Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari**. CARRIJO, M.G.G. & TORRECILHA, S. (org). IMASUL. Campo Grande-MS. 297p. 2009.

MESQUITA JÚNIOR, H.N. **Análise temporal com sensor orbital de unidades fisionômicas de cerrado na Gleba Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga – SP)**. Dissertação mestrado IB-USP. São Paulo. 1998.

MIRANDA, E. E. de; (Coord.). **Brasil em Relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Último acesso em 12 de novembro de 2012. 2005.

MITTERMEIER, R.A. MYERS, N. THOMSEN, J.B. FONSECA, G.A.B. OLIVIERI, S. **Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities**. Conservation Biology, 12 (3):516-520. 1998.

MYERS, N. MITTERMEIER, R.A. MITTERMEIER, C.G. FONSECA, G.A.B. KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403 (24): 853-858. 2000.

NASCIMENTO, M.C., SOARES, V.P., RIBEIRO, C.A.A.S. & SILVA, E. **Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo**,

a partir de imagens do satélite IKONOS II. R. *Árvore*, Viçosa-MG, v.30, n.3, p.389-398, 2006.

PARANHOS FILHO, A.C. LASTORIA, G. TORRES, T.G. **Sensoriamento Remoto Ambiental Aplica-do: Introdução as Geotecnologias**. Ed. UFMS. Campo Grande-MS. 198p. 2008.

PARANHOS FILHO, A.C., GAMARRA, R.M., PAGOTTO, T.C., FERREIRA, T.S., TORRES, T.G., & MATOS FILHO, H.J.S. (2006). Sensoriamento Remoto do Complexo Aporé-Sucuriú. In: PAGOTTO, T.C.S. & SOUZA, P.R. (org.). **Biodiversidade do Complexo Aporé-Sucuriú**: subsídios à conservação e manejo do bioma Cerrado. Editora UFMS. Campo Grande, MS. 31-44 p. 2006.

PCI Geomatics. **Geomatica Versão 9.1 for Windows**. Ontário, Canadá. 16 de dezembro de 2003. 1 CD-ROM. 2003.

PONZONI F.J. & SHIMABUKURO Y.E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. INPE. Editora Parêntese. São José dos Campos – SP. 2007.

RADFORD, J. Q., BENNETT, A. F., and CHEERS, G. J. **Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds**. *Biological Conservation*, 124, 317–337. 2005.

RIBEIRO, J. F.; GONZÁLES, M. I.; OLIVEIRA, P. E. A. M.; MELO, J. T. de. Aspectos fenológicos de espécies nativas do Cerrado. In: **Congresso Nacional de Botânica**, 32. 1981, Teresina, PI: Anais. Teresina: Sociedade Botânica do Brasil. p.181-198. 1982.

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. **Fitofisionomias do Bioma Cerrado**. In. SANO, S.M. & ALMEIDA, S.P. Cerrado: ambiente e flora. Planaltina, DF: EMBRAPA-CPAC, xii + 556p. 1998.

RIZZINI, C.T. A flora do Cerrado, análise florística das savanas Centrais. In: **Simpósio sobre o Cerrado**. São Paulo. Anais. São Paulo: EDUSP. p.125-177. 1963.

ROUGHGARDEN, J.; RUNNING, S.W.; MATSON, P.A. What does Remote Sensing do for Ecology?. **Ecology**. 72(6). pp 1918-1922. 1991.

SILVANO, D.L., COLLI, G. R., DIXO, M. B. O., PIMENTA, B. V. S. & WIEDERHECKER, H. C. *Anfibios e répteis*. p. 184 -199. In: **Ministério do Meio Ambiente – MMA**. Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas / Denise Marçal Rambaldi, Daniela América Suárez de Oliveira (orgs.). Brasília: 2ª ed., MMA/SBF. 510 p. 2005.

SISLA. **Sistema Interativo de Suporte ao Licenciamento Ambiental**. (http://sisla.imasul.ms.gov.br/Downloads/dados_complementares/). Último acesso em 5 de novembro de 2012. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL). 2008.

TURNER, M.G. Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of 3 transition models. **Landscape Ecology**. 1: 27-39. 1987.

URBAN, D.L., O' NEILL, R.V. & SHUGART, J.R. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists to understand spatial patterns. **BioScience** 37(2): 119 – 127. 1987.

VIRGOS, E. Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation. **Journal of Biogeography**, 28, 381–389. 2001.

AVALIAÇÃO DA VIABILIDADE DE UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NOS ANOS DE 1999 E 2017 POR SENSOREAMENTO REMOTO

YURI DOS SANTOS OLIVEIRA

Graduação em Engenharia Ambiental,
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
(UFMS), Campo Grande, MS
oliveira.yurisnts@gmail.com

FERNANDA MAEDA CARDOSO

Graduanda em Engenharia Ambiental,
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
(UFMS), Campo Grande, MS

CÉSAR CLAUDIO CÁCERES ENCINA

Doutor em Tecnologias Ambientais,
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
(UFMS), Cidade, Estado

ANTONIO CONCEIÇÃO PARANHOS FILHO

Livre Docente pelo Instituto de Geociências da
USP, Professor Titular da Universidade Federal
de Mato Grosso do Sul (UFMS), Campo
Grande, MS

RESUMO: Este estudo visa avaliar o papel da unidade de conservação Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari (PENT) na manutenção das características ambientais naturais de um território por meio de comparação da cobertura vegetal dos anos de 1999 e 2017. Os resultados mostram eficácia do PENT na preservação e regeneração da flora dentro de seus limites, porém a UC sofre efeito de borda, pois a zona de amortecimento demonstrou-se ineficaz, uma vez que é utilizada para atividades de agricultura. Verificou-se que o relevo acidentado exerceu influência na manutenção da vegetação. Todo o trabalho foi realizado em ambiente SIG com *software* livre e gratuito,

aplicando-se o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI).

Palavras-chave: PENT, Unidade de Conservação, SIG, NDVI, Rio Taquari.

ABSTRACT: This study aims to evaluate the role of the Conservation Unit (CU) of State Park of Taquari River Springs (PENT) in the upkeep of the natural environmental characteristics of a territory by comparing the vegetal covering of the years 1999 and 2017. The result was the effectiveness of PENT in the preservation and regeneration of the flora within its borders, however the CU suffers a bordering effect because the buffer zone revealed to be ineffective as it is used for agricultural activities. It was verified that the rough relief influenced in the upkeep of vegetation. All work was made through a free GIS (Geographic Information System) platform, employing the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI).

Keywords: PENT, Conservation Unit, GIS, NDVI, Taquari River.

INTRODUÇÃO

Unidade de conservação (UC) é o ambiente físico, junto com todos seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais. Ou seja, entende-se por unidade de

conservação, toda área necessitada ou não de proteção por conta de suas características, com o dever de assegurar amostras ecologicamente significantes de todo o território nacional, assim como das águas jurisdicionais (Brasil, 2000).

A unidade de conservação alvo desse trabalho é o Parque Nacional das Nascentes do Rio Taquari (PENT), incidindo nos municípios de Alcinópolis e Costa Rica no Estado do Mato Grosso do Sul. Criada em 19 de outubro de 1999, a UC possui 30.618,9636 ha atendendo as atividades de fiscalização, proteção e educação ambiental (Plano de Manejo – PENT 2009).

O Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) ou Índice de Vegetação da Diferença Normalizada, permite estudar as condições da cobertura vegetal e avaliar a implementação da UC quanto à manutenção das características.

O uso do NDVI pode ser aplicado, indiretamente, na menção da complexidade e heterogeneidade relacionados, respectivamente, com amplitude da altura de copas da cobertura vegetal no parque e com a diversificação de espécies da vegetação (ROOT, 1973).

Nessa conjuntura, o presente trabalho objetiva-se levantar dados sobre as condições da vegetação em uma unidade de conservação, por meio de análise multitemporal, baseando-se na aquisição de informações gratuitas e softwares livres no processamento dos dados.

Este trabalho justifica-se na importância da preservação da fauna e flora que se dá pela unidade de conservação em questão, com o dever de assegurar suas características ambientais garantindo a manutenção da biodiversidade.

METODOLOGIA

Caracterização da área de estudo

A Unidade de Conservação Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari está localizada na porção nordeste do Estado do Mato Grosso do Sul (MS) abrangendo as bacias hidrográficas dos rios Paraguai e Paraná, o parque incide sobre os municípios de Alcinópolis e Costa Rica sendo mais presente no primeiro município com 82,7% dos seus 30.618,9636 ha. No entanto, a sede da UC está na cidade de Costa Rica no par de coordenadas geográficas 18° 09' 34" S 53° 24' 40" W (Figura 1) (Plano de Manejo – PENT, 2009).

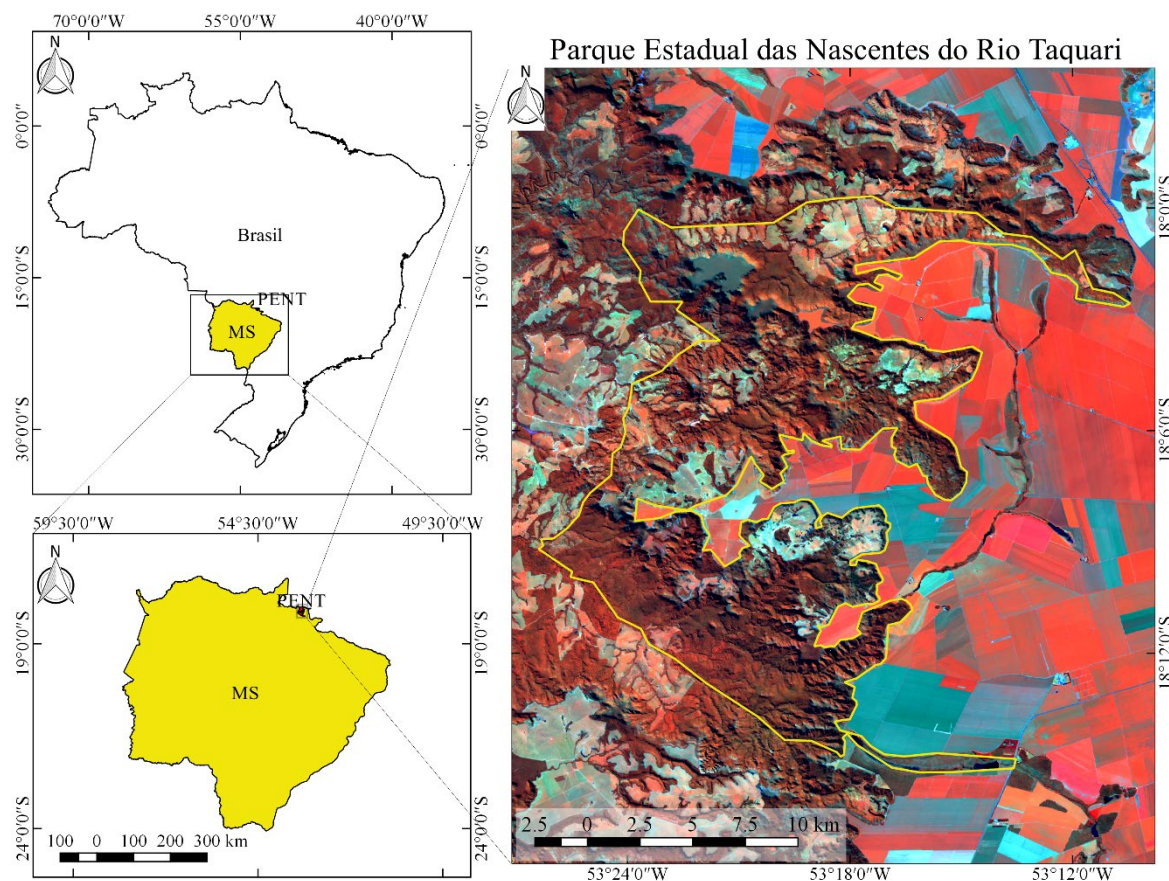


Figura 1. Mapa de localização do Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari

O PENT está inserido numa localidade de grande conflito entre o Cerradão e a Floresta Estacional Semidecidual. A região, que sofre com o constante desmatamento, abriga famílias que fizeram do parque sua residência fixa. Somando-se isso, existe a declividade acentuada que se faz presente em grande parte do parque, frequência elevada de incêndios na região, nascentes de córregos importantes para o Rio Taquari, risco alto de assoreamento do Rio Taquari reforçam ainda mais a necessidade de sua conservação (Plano de Manejo – PENT 2009).

Metodologia utilizada

Para a realização deste estudo, foram obtidas via Internet, pelo site <http://earthexplorer.usgs.gov>, imagens do sensor TM e OLI, dos satélites Landsat 5 e Landsat 8 respectivamente, ambas com resolução espacial de 30 metros.

Para cobrir a área de estudo foram necessárias duas cenas, sendo elas 224/072 e 224/073 de datas 13/08/1999 e 11/06/2017. As datas correspondem ao período seco na região no ano de criação e atualmente, em que se observa maior contraste entre fitofisionomias e menor espessura de lâminas de água.

As imagens adquiridas já são corrigidas quanto a geometria e radiometria, o que minimiza os efeitos causados pela atmosfera otimizando a resposta espectral. Somando-

-se a isso, as imagens utilizadas possuem datas iguais eliminando as variações sazonais e fenológicas gerando um produto com resultados de melhor qualidade (PARANHOS FILHO et al., 2014).

Todo o pré-processamento das imagens e obtenção dos resultados foi realizado no *software QGIS 2.14* (QGIS, 2017).

A área de estudo foi recortada para restringir melhor a visualização dos resultados e para diminuir o tempo de processamento das operações.

Após ser gerado o NDVI para as duas cenas, foram extraídos os metadados do NDVI de 1999 e do NDVI de 2017 referentes aos valores de máximo, médio mínimo e desvio padrão. As informações pertencentes ao desvio padrão foram julgados como uma medida indireta para heterogeneidade do habitat, uma vez que apontam a dispersão ou variação da verticalização da vegetação e da fitomassa destruída ao longo da extensão da unidade de conservação. No tocante aos metadados médios, estes por sua vez foram encarados, também de modo indireto, como a complexidade do habitat, já que apontam a variabilidade estrutural e quantidade de fitomassa do habitat (CORRÊA et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2012; apud. GAMARRA, 2013).

Em seguida, foi realizada a composição multitemporal com o cálculo do NDVI de cada imagem Landsat. Para tal, as imagens de NDVI de 1999 (Landsat TM) e 2017 (Landsat OLI) foram empilhadas através do comando mosaico com camada acumulada. Logo após, foi atribuída a composição falsa-cor em que o NDVI do ano de 1999 foi associada ao canal vermelho e o NDVI de 2017 ao canal verde.

As imagens utilizadas na elaboração do mapa hipsométrico, foram também obtidas pelo site <http://earthexplorer.usgs.gov>. Para a elaboração de dados de hipsometria, as cenas SRTM, 1 arco de segundo, S18 e S19 foram utilizadas para cobrir a área de estudo. Os dados de altimetria foram classificados com uma rampa de 10 cores distintas.

A fim de analisar a área de entorno da unidade de conservação com a finalidade de constatar pressão antrópica, foi utilizado o *shape* da zona de amortecimento (ZA) originada a partir dos limites da UC avançando até um raio que varia entre 2.000 e 14.000 metros. Em seguida, essa mesma zona de amortecimento foi empregada para o recorte da camada resultante do NDVI.

O limite da zona de amortecimento do PENT foi recebido via e-mail pela coordenação de gestão do parque.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após o cálculo do NDVI realizado na unidade de conservação, observou uma pequena variação da fitomassa no ano de 2017 comparado ao ano de 1999, apresentando um leve acréscimo nos valores estatísticos de máximo, mínimo e médio no ano de 2017. A baixa amplitude dos valores de desvio padrão, mostram o quão mínimo foi a variação de fitomassa (Tabela 1).

Tabela 1: Valores estatísticos de máximo, médio, mínimo e desvio padrão do NDVI do Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari dos anos 1999 e 2017

Ano	1999	2017
Máximo	0.94006657600403	0.71933174133301
Média	0,74566955928518	0,33908167889354
Mínimo	-0,41441440582275	-0.15384615957737
Desvio Padrão	0,140	0,134

O valor estatístico das medias do NDVI do ano de 2017 foi influenciado pela aérea de agricultura no ano de 2017 o que fez este ser menor quando comparado ao NDVI do ano de 1999. A média do NDVI em 1999 nos mostra que neste ano seus valores eram superiores ao ano de 2017. O valor baixo para a média no ano de 2017 aponta para uma variabilidade da complexidade vertical inferior comparado ao ano de 1999 (GAMARRA, 2016).

Tratando-se dos valores de desvio padrão do NDVI de 1999 e do NDVI de 2017, este nos fornece a informação de que nestes anos, houve uma baixa variação na vegetação. Isso fez com que, comparados estes anos, a vegetação apresentasse homogeneidade horizontal (GAMARRA, 2016).

A fim de ilustrar a mudança de fitomassa nos anos de 1999 e 2017, foi realizada a composição multitemporal RGB-NDVI R (NDVI-1999) G (NDVI-2017) B (NDVI-1999). A imagem exibe áreas com coloração vermelha, que indicam perda de vegetação no ano de 2017, em coloração verde que indica acréscimo de vegetação em 2017, coloração amarela que indicam preservação ou pouca variação de vegetação e coloração escura indicando umidade. (Figura 2).

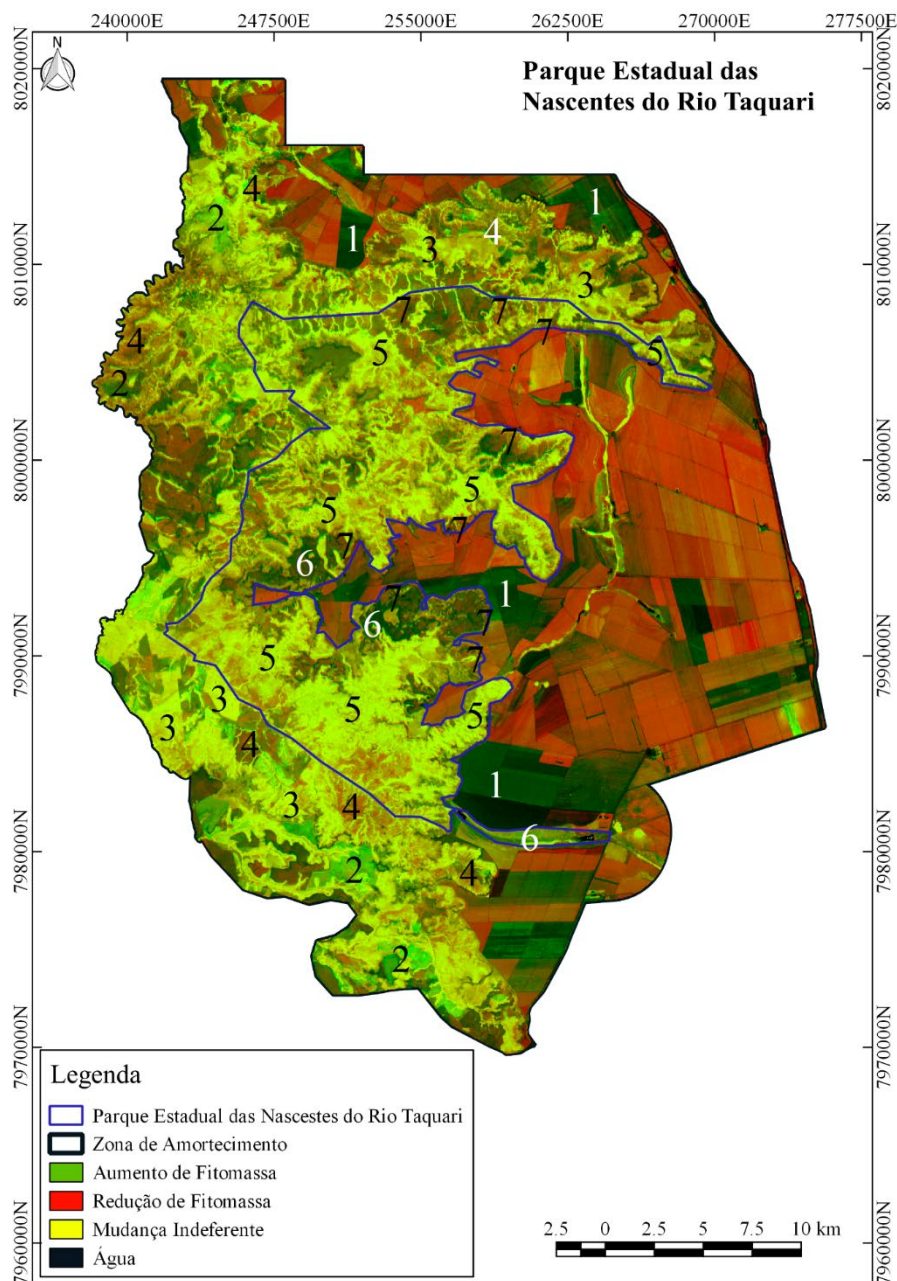


Figura 2: Variação de fitomassa da composição multitemporal do NDVI da Unidade de Conservação.

A zona de amortecimento da unidade de conservação possui o intento de minorar os impactos, antrópicos ou não, na UC. Observou-se, após a implantação do parque e dentro do perímetro da zona de amortecimento na região marcada na Figura 2 com o número “1”, aumentos nas áreas cultivadas com lavoura.

Ainda dentro da ZA, notou-se pontos onde a vegetação nativa se regenerou, indicados pelas regiões de número “2”. Viu-se também, pontos onde ocorreram pouca ou nenhuma variação como indicada pelas regiões de número “3” e redução como as áreas indicadas em “4”.

Em relação as alterações ocorridas dentro do perímetro da UC, reparou-se na grande quantidade de áreas onde houve conservação da cobertura de vegetação nativa como

indicadas pelo número “5” e regiões onde ocorreu regeneração de vegetação como indicados em “6” ocorridos após a implementação da unidade de conservação.

Atentou-se ainda para as regiões influenciadas pelo efeito de borda que, devido a pressões oriundas da agricultura e pela influência do clima, apresentou redução de vegetação como nas regiões indicadas pelo número “7”.

Concomitante, observou o mal funcionamento da zona de amortecimento da unidade de conservação, visto que, o PENT sofre com o efeito de borda o que acarretou perda de vegetação na divisa entre a UC e a ZA. Como consequência disso, a própria unidade de conservação desempenha o papel de absorver pressões antrópicas instituída pela prática da agricultura.

Verificado a extensa área de preservação da vegetação na unidade de conservação, assim como na zona de amortecimento, contatou-se o fato do local apresentar grande variação de altitude (Figura 3). A grande amplitude altimétrica observada, exerce grande influência no acesso a estas áreas tornando inviável a sua ocupação para exploração econômica assim como apresentando dificuldade no combate aos incêndios frequentes.

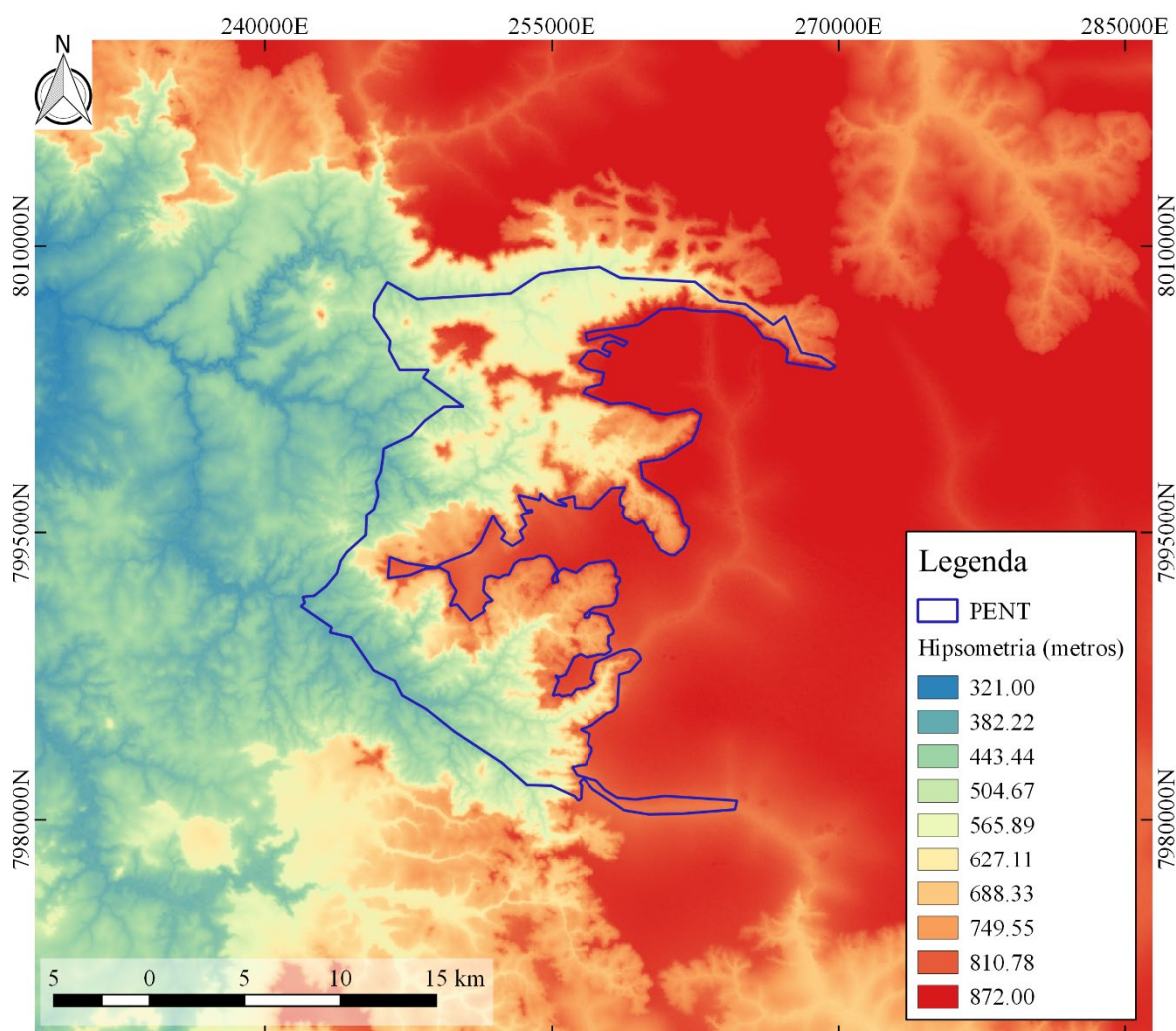


Figura 3: Mapa hipsométrico do Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari (PENT) representando altitudes em relação ao nível do mar

CONCLUSÃO

A metodologia utilizada neste trabalho permitiu observar a variação da cobertura vegetal na unidade de conservação do Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari (PENT) assim como na área de sua zona de amortecimento.

Pela interpretação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), aliado a composição multitemporal, foi notada a continuidade da fitomassa no ano de 2017, tal como o acréscimo, em significância inferior, da recuperação da vegetação no parque e em áreas afastadas das regiões de lavoura na zona de amortecimento.

O NDVI demonstrou-se ser uma ferramenta eficaz para detecção de variação da cobertura vegetal em locais onde ocorreu variações de vegetação, fornecendo dados para a compreensão da intensidade de adulterações ocorridas em uma determinada área. Há ainda, alcançabilidade na afirmação referente a diversidade de espécies presentes na cobertura vegetal e alcance horizontal da mesma alcançados pela interpretação dos dados estáticos de média e desvio padrão do NDVI.

Pelos dados de hipsometria, notou-se que o relevo acidentado influenciou no acesso a certas áreas dificultando sua exploração econômica e o combate a incêndios. A diferença altimétrica contribuiu para que boa parte da vegetação no PENT mantivesse preservada e possibilitando, em alguns pontos, sua regeneração o que culminou na sua preservação.

A situação atual da zona de amortecimento gerou preocupação, já que na parte leste a mesma apresenta-se inteiramente cultivada pela agricultura. Tal preocupação se deve pela presença de nascentes de córregos afluentes, do já intensamente assoreado, Rio Taquari. Essa realidade, fundamenta a atenção imediata da zona de amortecimento do PENT, para que a regeneração da vegetação do parque e do seu entorno possa iniciar a partir do momento em que a desapropriação da zona de amortecimento for ocorrendo.

Posto isso, notou-se, a preservação e regeneração da vegetação na área central do PENT e uma pressão acentuada existente por conta da área de lavoura imediatamente após o término do limite do parque. Para que a unidade de conservação cumpra com o propósito de manter a biodiversidade local, deve ocorrer uma redução do seu efeito de borda que se dará pelo bom funcionamento da zona de amortecimento, o que faz por meio de uma barreira física entre a área de lavoura e o limite da unidade de conservação.

REFERÊNCIAS

BRASIL(2000) **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. D.O.U. de 19.7. Disponível em: < >

CORRÊA, C.C. *et al.* Utilização do NDVI na avaliação da resposta de besouros herbívoros à complexidade e heterogeneidade ambiental em diferentes escalas no Bioma cerrado. In: **Anais XV Sim-pósio brasileiro de sensoriamento remoto**, INPE, Curitiba, p. 3103-3110. 2011.

DOURADO, G. F. Análise de remanescentes florestais no município de Jaboticabal, SP. **IX Fórum Ambiental de Alta Paulista**. Alta Paulista, São Paulo. Vol. 9, nº 6, p. 193-199, 2013.

Earth Explorer. 1999. **Imagem Landsat 5**. Orbits 224, point 072. Date of Passage 13/08/1999. Disponível em: <[http:// earthexplorer.usgs.gov/](http://earthexplorer.usgs.gov/)>. Acesso em: 09 de julho de 2017.

Earth Explorer. 1999. **Imagem Landsat 5**. Orbits 224, point 073. Date of Passage 13/08/1999. Disponível em: <<http:// earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 09 de julho de 2017.

Earth Explorer. 2017. **Imagem Landsat 8**. Orbits 224, point 073. Date of Passage 11/06/2017. Disponível em: <<http:// earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 09 de julho de 2017.

Earth Explorer. 2000. **Imagens SRTM**. Disponível em: <<http:// earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 11 de julho de 2017.

GAMARRA, R. M. **Geotecnologias na análise da estrutura e dinâmica da paisagem do Parque Estadual das Nascentes do rio Taquari-MS. 2013**. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde (CCBS), Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Campo Grande - MS.

GAMARRA, R. M. *et al.* **Uso do NDVI na Análise da Estrutura da Vegetação e Efetividade da Proteção de Unidade de Conservação no Cerrado**, Curitiba – PR, Vol. 37, p. 307-332. 2016.

GREGGIO, T. C. *et al.* Avaliação dos fragmentos florestais do município de Jaboticabal-SP. **Revista Árvore**, Vol. 33, n. 1, p. 117-124, 2009.

IMASUL – **Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul**. Unidades de Conservação. Disponível em: <<http://www.imasul.ms.gov.br/setores/gerencias/unidades-de-conservacao/>> Acesso em 02 de julho de 2017.

MATO GROSSO DO SUL. **Decreto nº 9.662, de 9 de outubro de 1999**. Cria o Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari, e dá outras providências. Publicado no Diário Oficial de Mato Grosso do Sul, nº5.120, de 14 de outubro de 1999. Disponível em: < >

MATO GROSSO DO SUL. **Plano de Manejo do Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari**. IMASUL, Campo Grande. 342p. 2009. Disponível em: < >

OLIVEIRA, E. F. *et al.* Biotic factors and occurrence of *Lutzomyia longipalpis* in endemic area of visceral leishmaniasis, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** (Impresso). 2012.

PARANHOS FILHO, A. C.; LASTORIA, G. **Sensoriamento Remoto Ambiental Aplicado: Introdução as Geotecnologias**. Campo Grande: Editora UFMS, 198p, 2008.

PARANHOS FILHO, A. C. *et al.* Análise da variação da cobertura do solo no Pantanal de 2003 a 2010 através de sensoriamento remoto. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 19, n. spe, p. 69-76, 2014.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y.E.; (2015) **Sensoriamento remoto da vegetação**. Oficina de Textos. 2007.

QGIS Development Team. **QuantumGIS 2.14, 2017**. Disponível em: <http://www.qgis.org/pt_BR/site/index.html>. Acesso em: março de 2017.

ROOT, R.B. Organization of a plant-arthropod association in a simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). **Ecological Monographs** 43:95-124. 1973.

ROSENDO, J. S. Índices de vegetação e monitoramento do uso do solo e cobertura vegetal na Bacia do Rio Araguari - MG - utilizando dados do sensor Modis. Dissertação de Mestrado apresentado ao programa de pós-graduação da Universidade Federal de Uberlândia. 2005.

ROUSE, JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW (1973) Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS (Earth Resources Technology Satellite). In: **Earth resources technology satellite-1 symposium, 3.**, Washington, D.C., 1973. Proceedings. Washington, D.C.: NASA. Goddard Space Flight Center, (NASA SP-351) 1:309-317.

INFLUÊNCIA DO RITMO DAS ÁGUAS NO MANEJO DA PECUÁRIA NO PANTANAL DE MATO GROSSO

GUSTAVO BENEDITO MEDEIROS ALVES

Doutorando em Geografia, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, São Paulo
gustavo.benedito@unesp.br

VIVIANE MARQUES MENDONÇA

Graduanda em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Rondonópolis, Rondonópolis, Mato Grosso

SIMONI MARIA LOVERDE-OLIVEIRA

Doutora, Universidade Federal de Rondonópolis, Rondonópolis, Mato Grosso

RESUMO

A atividade da pecuária apresenta uma grande importância econômica, principalmente na região pantaneira onde é manejada conforme o regime hidrológico de cheia e seca. Nesse contexto, o estudo teve como objetivo utilizar o geoprocessamento para estabelecer análises de paisagens, sua ocupação e usos dos territórios, e dessa forma, analisar a influência do pulso de inundação no manejo da pecuária no Pantanal. Foi utilizada imagem TOPODATA (30 m) para extração das drenagens e identificação da área de planície sujeita à inundação. A partir dos resultados LSWI foram selecionadas imagens MODIS para determinar o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), visando detectar o desenvolvimento da vegetação conforme as fases do pulso de inundação de 2010 a 2012. Foram realizadas entrevistas com pecuaristas e moradores,

as quais serviram para entender os processos de manejo do gado, aferir os resultados dos índices e dos mapas de inundação. O NDVI demonstrou que as fases hidrológicas interferem na distribuição da vegetação visto que, nas águas baixas até 81% da área na planície tem potencial pastoril e nas águas altas há redução para 30%. Foi constatado que o manejo da pecuária obedece a disponibilidade de forragem e pode ser realizado na própria propriedade, ou com deslocamentos entre áreas mais baixas e mais elevadas da planície pantaneira. O NDVI permitiu relacionar a disponibilidade de pastagem para rebanho nas diferentes fases hidrológicas onde o processo de inundação se mostrou fundamental para o entendimento do manejo da pecuária tradicional. Esse modelo de produção é estreitamente relacionado as variações nas precipitações, aos tipos físicos do relevo, aos fluxos e direção da água na planície, e especialmente a alternância das fases de águas baixas e altas no Pantanal.

Palavras-chave: Áreas úmidas, Geotecnologias, MOD13Q1, LSWI, NDVI.

ABSTRACT: The cattle ranching activity presents a great economic importance, especially in the Pantanal region where it is managed according to the hydrological regime of flood and drought. In this context, the study aimed to use geoprocessing to establish analysis of landscapes, their occupation and land use, and thus analyze the influence of the flood pulse on the management of cattle ranching in the Pantanal. TOPODATA image (30 m) was used to extract the drain-

ages and identify the floodplain area. From the LSWI results MODIS images were selected to determine the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), aiming to detect the development of vegetation according to the phases of the flood pulse from 2010 to 2012. Interviews were conducted with cattle ranchers and residents, which served to understand the processes of cattle management, gauge the results of the indices and flood maps. The NDVI showed that the hydrological phases interfere in the distribution of vegetation since, at low water up to 81% of the area in the plain has pasture potential and at high water there is a reduction to 30%. It was found that the management of cattle ranching obeys the availability of forage and can be done on the property itself, or with displacements between lower and higher areas of the Pantanal plain. The NDVI allowed us to relate the availability of pasture for the herd in different hydrological phases where the flooding process was fundamental to the understanding of traditional cattle ranching management. This production model is closely related to variations in precipitation, the physical types of relief, the flows and direction of water on the plain, and especially the alternation of low and high water phases in the Pantanal

keyword: Wet áreas, Geotechnologies, MOD13Q1, LSWI, NDVI.

INTRODUÇÃO

A pecuária de cria, recria e engorda é a atividade econômica dominante no Pantanal (KAWAKAMI DE RESENDE, 2008; PAULON GIRARDI; CARMEM ROSSETTO, 2011), onde o uso do solo é basicamente com forrageiras como gramíneas e herbáceas nativas para o consumo bovino (BERSELI et al., 2019; SPECHT, 2011). Cabendo aqui destacar que o manejo do gado é regido pelo ritmo das inundações anuais (ARAUJO et al., 2018), com dois períodos críticos devido as restrições alimentares impostas pelo pulso: um do meio ao final da cheia (fevereiro a maio) e outro do meio ao fim da seca (POTT; CATTO; DE BRUM, 1989).

A atividade permanece ao longo do tempo sendo realizadas tanto em grandes e médias propriedades, como em pequenas propriedades familiares. Nos ambientes savânicos e pantaneiros, desenvolve-se tanto em áreas de pastagens naturais quanto artificiais com diferentes tipologias de manejo, por exemplo, os campos periodicamente inundados são utilizados na estação seca como pastagens extensivas. Já nas áreas planas e elevadas do planalto dos Guimarães predominam manejos tecnificados em propriedades empresariais (BARROS; CALHEIROS, 2009).

Em escala mundial são crescentes os estudos retratando os efeitos das inundações no manejo da pecuária (p. ex, ARIZA; CHABUR; ZÁRATE, 2014; INCHAISRI et al., 2013; LUNT; JANSEN; BINNS, 2012; MOTSHOLAPHEKO; KGATHI; VANDERPOST, 2011; NOSETTO et al., 2015; PAULIK et al., 2021). No Brasil podemos destacar os estudos realizados na Amazônia, nas planícies do rio Solimões (SALES et al., 2008), do Pantanal Sul (ABREU et al., 2006; ARAUJO et al., 2016, 2018; BARBOSA et al., 2014; BATISTA et al., 2012; SANTOS, 2001) e no Pantanal Norte, por Alves, (2015); Berseli et al., (2019); Nascimento et al., (2015); Pott et al., (1987); Silva; Silva, (1995); Soares et al., (2018).

Os estudos realizados na planície de inundação pantaneira por Caovilla (2011), Pignatti e Castro (2010) mostram que não se pode dissociar o pulsar das águas com o cotidiano dos moradores, uma vez que o pulso faz com que as comunidades tradicionais explorem diferentes habitats dentro do território pantaneiro em diferentes períodos de tempo. Contudo, essa dinâmica hidrológica não é bem compreendida pelas pessoas que estão inseridas nesse local, isso acaba provocando alterações no sistema econômico, em especial na pecuária (DANTAS DE MAIO, 2014; GALDINO et al., 2006), agricultura (PIGNATTI; CASTRO, 2010), nos pesqueiros (SPECHT, 2011) e no turismo (SOUZA; MARTINS; ARAÚJO, 2011; SUDRÉ, 2012).

Sabe-se que com base no pulso das inundações anuais, o habitante pantaneiro constrói suas estratégias territoriais para manter a produção pecuária (ARAUJO et al., 2018), mas apesar desse processo fazer parte da vida do pantaneiro ele não é bem compreendido, especialmente porque o ciclo de inundação não é homogêneo no tempo e nos espaços desse território. Assim, Abreu et al., (2008), relatam que é crescente a elaboração de pesquisas com propósito de aumentar a produtividade da pecuária na região pantaneira. Esta afirmação é um reforço na crescente busca de diferentes tecnologias para analisar a dinâmica de inundação visando subsidiar o manejo da pecuária. Nesse contexto, o estudo teve como objetivo utilizar o geoprocessamento para estabelecer análises de paisagens, sua ocupação e usos dos territórios, e dessa forma, analisar como o pulso de inundação influencia no manejo da pecuária no Pantanal.

METODOLOGIA

Caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido em dez propriedades rurais (Figura 1) localizadas nos pantanais de São Lourenço Norte, São Lourenço-Sul, Piquiri-Itiquira, Bento Gomes e Chacororé (PADOVANI, 2010). Destaca-se que essas sub-regiões apresentam diferentes classes de uso e cobertura da terra, destacando-se o Ecótono Savana, Floresta Estacional Decidual, Floresta Estacional Semidecidual, Formações Pioneiras, Savana (cerrado), Savana Estépica (chaco), áreas desmatadas (uso para a pecuária e agricultura), corpos d'água permanente, além de áreas que não conseguiram ser classificadas (MMA, 2007).

Segundo Alves (2015) e Mello; Alves; Loverde-Oliveira (2016) o movimento das águas nessa região hidrográfica do Pantanal criou paisagens vegetacionais diferentes no decorrer do tempo e espaço, obrigando os pecuaristas a se adaptarem as diversidades surgidas nos períodos de águas altas e baixas, já que grande parte da economia dessa região é sustentada pela pecuária.

Os principais cursos d'água que abastecem a região são os rios São Lourenço, Cuiabá e Mutum (Figura 1). O território estudado foi caracterizado conforme a descrição de Alves et al. (2015), que leva em consideração os fluxos de drenagem d'água, ficando a subdivisão da seguinte forma: a sub-região do Cuiabá que recebe água do rio Cuiabá e dos rios formadores das sub-regiões do Paraguai-Norte e São-Lourenço-Norte, e das precipitações à montante que refletem na variação do nível do rio Cuiabá. Já as sub-regiões de Sangradouro, Bento-Gomes e Chacororé são regiões que recebem água de pequenas bacias hidrográficas, que são independentes das grandes bacias que as cercam (Paraguai, Cuiabá e São Lourenço); e a sub-região de São-Lourenço-Sul e São Lourenço Norte compreende a parte mais antiga do megaleque, topograficamente mais alta, e que não recebe água diretamente do rio, o que resulta em inundação menos frequente e de menor intensidade.

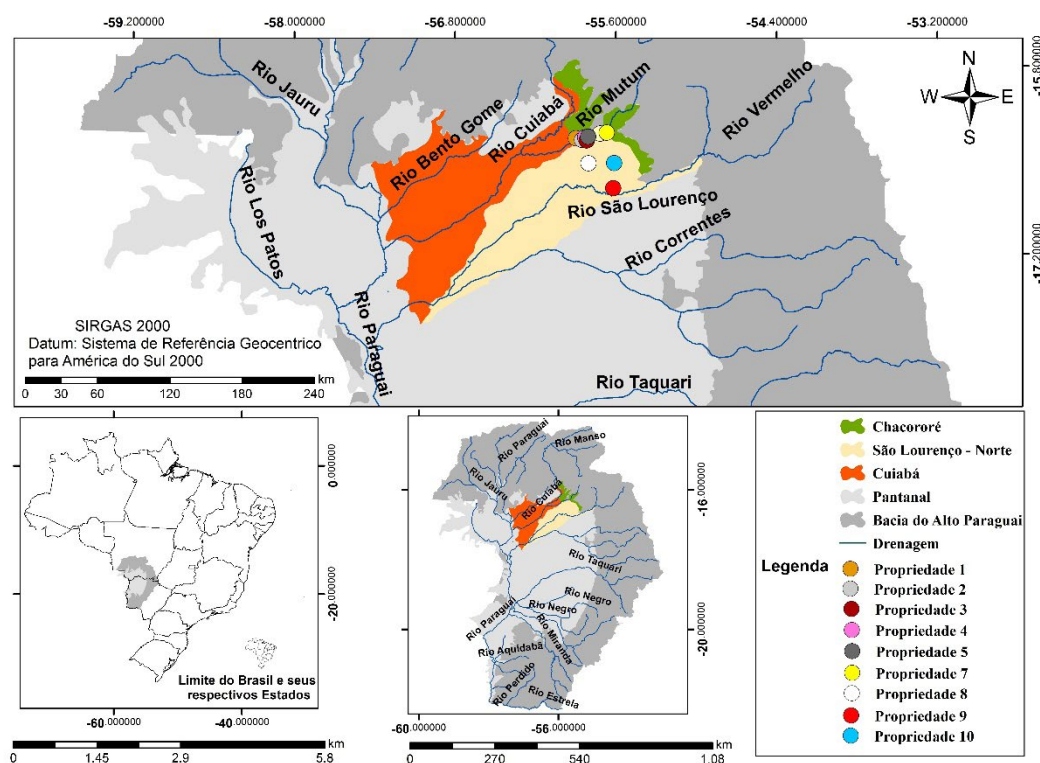


Figura 1. Localização do Pantanal com os principais cursos d'água, em destaque a localização das propriedades no quadrante de estudo.

Índice de Água da Superfície da Terra (LSWI) e Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

Foi utilizada imagem TOPODATA (30 m) para extração das drenagens e identificação da área de planície sujeita à inundação. As análises do LSWI e do NDVI foram realizadas a partir das imagens MOD13Q1, com resolução de 250 metros e resolução temporal de 16 dias, adquiridas gratuitamente acessando: <http://modis.gsfc.nasa.gov/about/>, mantido pela NASA Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC), USGS/Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, South Dakota (NASA, 2010).

Foram utilizados, um conjunto de seis imagens, referente ao período de 2010 a 2012. Para tanto, considerou-se os períodos de águas altas (dezembro, janeiro, fevereiro, março) e águas baixas (agosto) como relatado nos estudos de Corrêa; Petry; Hahn, (2009) e Padovani (2010).

Para analisar a inundação do universo de estudo aplicou-se a técnica empregada por Silveira (2015). Para tanto, foram utilizadas as imagens MODIS13Q11, sendo analisados em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG) ArcMap 10.2 as bandas NIR, MIR e pixel reliability e VI quality. O LSWI foi calculado utilizando-se a Equação 1.

$$NDVI = \frac{MIR - NIR}{MIR + NIR} \quad \text{Equação 1}$$

Onde pNIR é o valor da reflectância no infravermelho próximo (841 - 875 nm) e pSWIR infravermelho de ondas curta (1628 - 1652 nm).

Para classificar os locais com inundação e sem inundação e relacioná-los com os resultados obtidos com o cálculo do LSWI foram utilizados indiretamente os dados ainda não publicados da pesquisa conduzida por Vera Huszar e outros., sendo que nesse estudo foram realizadas duas campanhas amostrais na Baía Sinhá Mariana (Barão de Melgaço, MT), a primeira na época de águas baixas (23/09/2012) e a segunda nas águas altas (20/03/2012). Estes dados foram utilizados como referencial para locais com água (113 pontos) e para os locais sem águas as informações foram obtidas durante os trabalhos em campo (16 pontos).

Essas informações foram importadas para o banco de dados do ARGIS 10.2, onde foram realizadas as extrações das assinaturas espectrais das imagens MODIS (LSWI) para as mesmas localizações geográficas das coletas de campo (129 pontos) e também nos mesmos meses analisados.

Ainda com as imagens MODIS realizou o cálculo do NDVI via SIG utilizando as bandas do infra-vermelho próximo (MIR) e do vermelho (NIR) (Equação 2).

$$LSWI = \frac{\rho NIR - \rho SWIR}{\rho NIR + \rho SWIR} \quad \text{Equação 2}$$

Os resultados do índice foram associados a quatro classes, conforme o Manual Técnico da Vegetação Brasileira do IBGE (2012), sendo; -1 a 0,25 classificados como Corpo d'água Continental; 0,25 a 0,56 Savana Gramíneo - Lenhosa e Savana Parque; 0,56 a 0,76 Savana Florestada; 0,76 a 1 Floresta Estacional Semidecidual Aluvial.

Para testar a confiabilidade dos resultados foram realizadas coletas de campo (entre janeiro e outubro/2015), para registrar os diferentes extratos vegetacionais, depois aplicou-se a técnica de classificação de imagens, conforme Macalister e Mahaxay (2009).

Entrevistas com os pecuaristas

Para caracterizar a dinâmica de inundação do Pantanal e sua influência no manejo da pecuária utilizou-se como procedimento metodológico observações e entrevistas qualitativas com as pessoas que residem na área de estudo, conforme a metodologia empregada por Neves e Domingues (2007). Foram aplicadas entrevistas abertas com pecuaristas da região com intuito de entender o fluxo e direção das águas nesse território, tipos vegetacionais, e a influência da inundação no manejo da pecuária local.

Foram aplicados no total dez questionários com fazendeiros, dois com sitiantes e dez moradores do Distrito de Mimoso (Barão de Melgaço, Mato Grosso) (Figura 2 e Tabela 2).

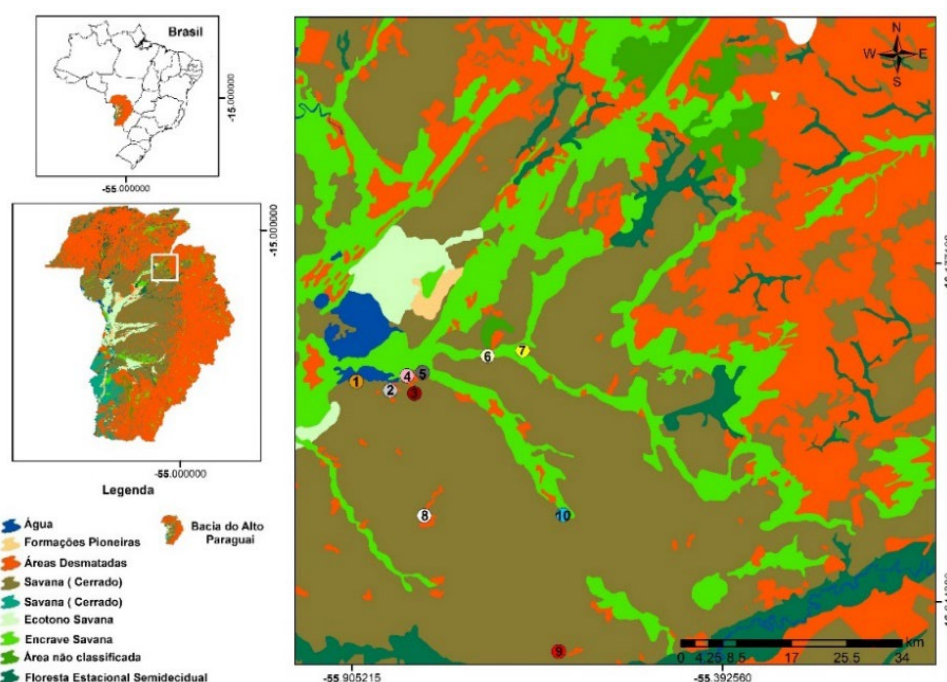


Figura 2. Localização das propriedades dos entrevistados na área de estudo. Fonte: Imagem TODATA (2011), Imagem LANDSAT (2014).

Respostas da vegetação ao processo de inundação

Os índices de vegetação derivados de dados de imagens, entre esses o NDVI, desempenham um papel importante no monitoramento da resposta da vegetação à seca e as enchentes (CACCAMO et al. 2011; GU et al., 2008). Esses índices são úteis para a identificação e monitoramento de grandes áreas com estresse vegetacional resultado da seca ou da supersaturação do solo após enchentes e chuvas excessivas (PENATTI, 2014).

Segundo Viana e Alvalá (2010) o NDVI é o índice de vegetação mais utilizada no controle de estudos de mudanças sazonais e inter-anuais de vegetação. Nesse sentido, com base dos resultados do LSWI foi registrado que há influência das fases do ciclo hidrológico na distribuição e no vigor da vegetação na área de interesse, uma vez que os valores do NDVI da imagem na época de enchimento e cheia foram maiores do que os valores de

águas baixas, comprovando que nas épocas com maior disponibilidade hídrica a vegetação é mais densa e bem desenvolvida na Savana Florestada e Floresta Estacional Semidecidual. Diferentemente nas águas baixa que a vegetação diminui sua massa foliar e a classe da vegetação Savana Gramínea – Lenhosa e Savana Parque ocupa ampla área da planície (Figuras 3 e Tabela 1). Ressalta-se que essas informações corroboram com outros estudos realizados em planícies de inundação (CAIONI et al., 2014; GOLTZ et al., 2007; MIOTO; FILHO; ALBREZ, 2012).

Tabela 1. Valores das áreas correspondentes aos Índice por Diferença Normalizada (NDVI) por classe de vegetação, nos anos de maior e menor inundação.

Maior Inundação						
NDVI (2010-2011)	Agosto	(%)	Dezembro	(%)	Março	(%)
Corpo d'Água Continental	9.024	1	6.405	1	8.400	1
Savana Gramíneo - Lenhosa e Parque	611.073	81	212.374	28	161.908	21
Savana Florestada	99.348	13	255.702	34	320.154	43
Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	33.883	5	278.847	37	262.866	35
Área Total =	753.328	100				
Menor Inundação						
NDVI (2011-2012)	Agosto	(%)	Dezembro	(%)	Março	(%)
Corpo d'Água Continental	7.376	1	6.033	1	5.432	1
Savana Gramíneo - Lenhosa e Parque	608.133	81	291.161	39	222.276	30
Savana Florestada	95.542	12	252.486	34	271.327	36
Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	42.277	6	203.648	26	254.293	33
Área Total =	753328	100				

Na estiagem (agosto) a classe de vegetação com maior predominância foi a Savana Gramíneo – Lenhosa e Savana Parque, sendo que nos anos de 2010 e 2011 ocupou uma área de até 81%; e a menor classe de vegetação foi representada pela Floresta Estacional Semidecidual cobrindo 5% e 6 %, respectivamente (Tabela 1). Esse decréscimo da área da vegetação com maior vigor está relacionado a baixa precipitação deste período hidrológico. Esse comportamento de declínio da área coberta pela Floresta Semi-decidual é compatível com o estudo de Esquerdo; Antunes (2010) que analisando o NDVI na planície pantaneira constaram que a vegetação marginal manteve-se constante ao logo dos meses, com queda a partir de junho quando as árvores começam a perder suas folhas e portanto, há redução nos valores de NDVI.

A partir de dezembro, com as chuvas mais intensas as áreas que não são drenadas pelos rios passaram a ter maior suprimento de água no solo e a vegetação tendeu a ganhar maior volume de massa foliar (Figura 3). Nesta época a Savana Florestada passa a

se destacar cobrindo até 34% da área (2010-2011) e a Floresta Estacional Semidecidual representou até 37% (2010) do território de estudo. Ferrari et al. (2009) afirmam que a quantidade de biomassa vegetal está relacionado com o volume de precipitações, ou seja, os valores de NDVI são maiores na época das chuvas.

Quando há redução das chuvas na região (março), porém, a planície ainda se manteve inundada (Figura 3 e 4), os valores de NDVI seguem a mesma lógica do período de enchente, ou seja, a vegetação com maior vigor é a Savana Florestada 43% (2011), 36% (2012) e Floresta Estacional Semicidual 35% (2011), 33% (2012). Moraes et al. (2009) observaram que as áreas inundadas apresentam uma maior variação da vegetação, visto que, a cobertura vegetal é alterada pelo nível da água, já nos meses de agosto há uma redução do vigor vegetativa em todo o Pantanal devido ao déficit hídrico.

Ferreira e Huete (2004) analisando o NDVI constatou que a diferença sazonal é indicativo de alta atividade fotossintética e acumulação de biomassa no período de chuvas e com baixa biomassa verde no período de estiagem. Viana e Alvalá (2010) avaliando os desempenhos de índices de vegetação (NDVI, EVI e LSWI) constaram que o NDVI apresenta baixa amplitude na estação chuvosa, revelando baixo poder de discriminação da vegetação nesta estação.

Wang et al. (2003), demonstrou que existe uma correlação positiva (aumento do vigor) entre precipitação e NDVI. Outros estudos têm demonstrado que há uma defasagem de 2 a 3 meses na resposta do NDVI à precipitação (IMMERZEEL; QUIROZ; DE JONG, 2005; QUIROZ et al., 2011).

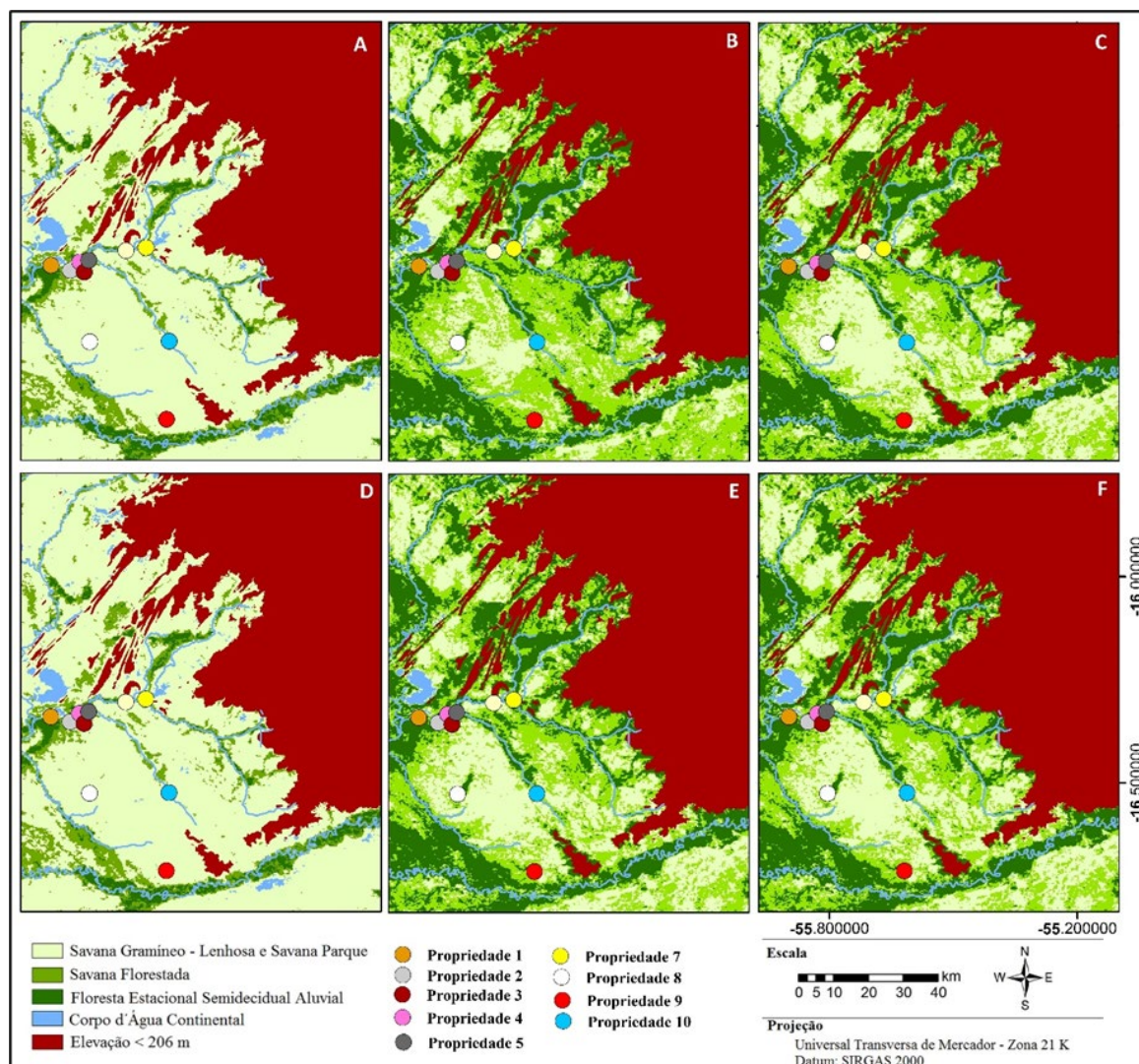


Figura 3. Mapa representativo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para a planície do quadrante de estudo: A) durante a estiagem de 2010, B) enchente de 2010, C) cheia de 2011, D) estiagem de 2011, E) Enchente de 2011, e F) cheia de 2011.



Figura 4. Ilustração das paisagens dos campos de pastagem nas diferentes fases do pulso de inundação no Pantanal, Mato Grosso.

Manejo da pecuária no Pantanal Norte

Dentre as peculiaridades ambientais da região do Pantanal destacam-se influências das inundações no manejo da pecuária (BATISTA et al., 2012), onde em cada período hidrológico há diferentes etapas de manejo dos rebanhos, exigindo práticas diferenciadas no tempo e no espaço.

Segundo Araújo (2007), além das inundações algumas das preocupações do pecuarista dizem respeito a alimentação controle de doenças, conforto animal e lucratividade. Essas preocupações fazem com os pecuaristas manejem o gado em função da qualidade e disponibilidade das pastagens. O manejo da oferta de forragem constitui um dos parâmetros fundamentais das produções primárias e secundárias dos ecossistemas pastoris (CARVALHO et al., 2006).

As dez propriedades consideradas neste estudo apresentaram diferentes tamanhos de áreas e quantidades de animais por hectare (Tabela 1). Os relatos dos entrevistados evidenciaram que há três formas de manejo da pecuária nessa região e obedecem a disponibilidade de forragem, tanto períodos em que os campos estão inundados quanto nos períodos em que ficam secos. Resumidamente, o manejo pode ocorrer da seguinte forma:

1. O gado permanece todo o ciclo hidrológico na pastagem nativa, o manejo é realizado na própria propriedade, visto que possui divisões interna (piquetes) com diferentes estratos fitofisionômicos e elevação do terreno (p. ex. Fazenda Cambará e Pouso Lindo), o que é explorado para movimentação do gado de acordo com a necessidade de forragem e/ou inundação.
2. Outra forma é o deslocamento do rebanho no período das chuvas (águas altas) quando os animais vão das partes mais elevadas para as mais baixas. Nessa forma há o remanejamento do rebanho para as áreas mais baixas, o que permite o repouso e tempo para a recuperação da pastagem plantada (capim humidicola), as quais estão localizadas nas áreas mais elevadas e livres de inundação.
3. Outras propriedades realizam o deslocamento do rebanho das áreas sujeitas à inundação para parte seca da propriedade ou até mesmo para outras localidades, entre elas, em pasto comunitário familiar. Essa técnica é realizada com os animais que estão perto de criar ou mais frágeis.

Ressaltando que essas formas de manejo dependem da localização da fazenda e do seu tamanho total. O fato de 60% das fazendas consideradas neste estudo possuírem pequenas e médias extensões de terras dificulta o manejo dos bovinos (Tabela 2). As propriedades menores têm poucas subdivisões de pastagens, sendo um dos motivos alegados pelos proprietários para os animais receberem poucos cuidados sanitários e zootécnicos. Os pecuaristas informaram que sofrem com distintos períodos hidrológicos visto que influenciam na disponibilidade de pastagem e na alimentação dos animais.

Tabela 2. Propriedades localizadas na área plana do quadrante de estudo com sua respectiva área total e porcentagem inundada, quantidade de rebanho e formas de manejo.

Propriedades	Área (ha)	Área inundada %	Profundidade máxima	Quantidade de rebanho	Formas de manejo	Coordenadas Geográfica
Propriedade 1	146	80	1,5	50	Tipo 1	-16.340034°/-55.898713°
Propriedade 2	101	70	0,5	60	Tipo 1 e 3	-16.336521°/-55.831057°
Propriedade 3	420	60	0,6	90	Tipo 3	-16.336954°/-55.828002°
Propriedade 4	410	60	0,6	100	Tipo 3	16.335062°/-55.828191°
Propriedade 5	992	70	0,5	150	Tipo 1 e 2	-16.332690°/-55.819495°
Propriedade 6	17000	50	0,5	4000	Tipo 1	-16.375837°/-16.375837°
Propriedade 7	33000	50	0,5	17000	Tipo 3	-16.356701°/-55.587480°
Propriedade 8	512	50	0,5	330	Tipo 3	-16.390132°/-55.773507°
Propriedade 9	2000	70	0,6	400	Tipo 2	-16.731793°/-55.637092°
Propriedade 10	5700	60	0,3	2500	Tipo 3	-16.524432°/-55.613386°

*Tipo 1 – Manejo na própria propriedade; Tipo 2 – Manejo das partes altas para as baixas
Tipo 3 – Manejo fora da propriedade.*

No caso dos pecuaristas que não são proprietários de grande extensão de terras, ou que não possuem duas propriedades, ou em sua fazenda não há uma área baixa (submetida à inundação) e outra mais alta (sem inundação), é feito o arrendamento de pasto em outra propriedade localizada na região mais alta, onde o rebanho fica protegido e alimentado durante a inundação.

Outra possibilidade praticada pelos pecuaristas da região é levar o gado no período de vazante para uma área de uso comunitário familiar localizado no Distrito de Mimoso (Barão de Melgaço), ficando lá até o período de águas baixas, quando o rebanho retorna para a propriedade de origem. Nas propriedades rurais 2, 3, 4 e 8, tem sido realizado a retirada do rebanho da propriedade em abril, ficando lá até o final de novembro de cada ano. Essa área pode ser utilizada somente pelos pioneiros ou descendentes de pessoas que viveram num passado recente nessa região.

Segundo Pignatti e Castro (2010) essas áreas de uso comum ou “Pantanal” tem como características serem áreas de campo, com pastos naturais, com o gado criado solto e recebendo manejo conforme o ritmo das águas.

O processo de inundação da região não é um fator limitante para o desenvolvimento da pecuária como em outras planícies de inundação (DIAS-FILHO, 2005), essa retirada do rebanho da propriedade proporciona a regeneração da pastagem. A pecuária extensiva praticada na região com manejo condicionado pelas inundações, também foi descrito nas

pesquisas realizadas em outras sub-regiões do Pantanal, como da Nhecolândia (CARVALHO et al., 2012; BATISTA et al., 2012).

As pesquisas voltadas para manejo de forragem e pecuária em áreas úmidas ainda são poucas em comparação com outros ambientes terrestres mundiais, podendo destacar o trabalho realizado no México (MORENO-CASASOLA et al., 2012), Colômbia (ARIZA et al., 2014) Argentina (DEREGIBUS et al., 1995) e Bolívia (CARNIELLO et al., 2011).

Outra informação obtida com os fazendeiros é que a taxa de lotação por animal é baixa, são utilizadas em média de 2,44 hectares por animal. Esse fator é decorrente da limitação em quantidade e qualidade da forragem, especialmente nos períodos de inundações, quando o campo está submerso. A taxa de lotação foi estimada levando em consideração o tamanho da propriedade e não a hectares de pastagem (forragem disponível e comestível), uma vez, as propriedades possuem outros tipos de composições vegetais (Savana Florestada e Floresta Estacional Semidecidual Aluvial) que não são utilizadas para pastagem.

Mesmo que se considere a área total da propriedade, a lotação por animal ficaria mais baixa do que em outras regiões do Pantanal, cita-se as propriedades de Nhecolândia com 3,7 ha/rês (CARDOSO; CRISPIM, 2004) e 3,6 ha/rês (BARROS NETTO, 1979). Segundo especialistas da EMBRAPA (2005) a taxa de lotação num sistema de manejo contínua é de aproximadamente 4,5 ha/unidade animal.

A pecuária nessa região é auxiliada pelos ciclos de inundação, uma vez que dita o ritmo do manejo do gado, sendo basicamente desenvolvida em criadores naturais extensivos condicionados pelo regime de enchentes e secas. Essa informação também tem sido apresentada como comum em outras regiões do Pantanal, tais como em Aquidauana (MELLO et al., 2013), Nhecolândia (BATISTA et al., 2012; SANTOS; COSTA, 2002), Cáceres (ROSETTO, 2009). Girardi e Rossetto (2011) concluíram que o regime hidrológico e a baixa fertilidade natural dos solos são os principais responsáveis pelo estabelecimento de uma pecuária extensiva no Pantanal Norte.

De modo geral segundo os entrevistados, os rebanhos no período de águas altas (janeiro, fevereiro e março) começam a perder pesos, as vacas estão prenhas ou começam a ocorrer o nascimento dos bezerros. O pecuarista tem maiores cuidados com o rebanho, já que nesta época ocorre a retirada do gado da pastagem plantada para a pastagem nativa ficando até o final da vazante. Esse tempo é fundamental para a recuperação do capim plantado, porém o rebanho começa a perder peso em decorrência da baixa disponibilidade de forragem. Na cheia os campos de pastagens nativas estão parcialmente alagados, em média de 62% da área, com profundidade variando de 0,30 a 0,6 m, isto não impede que o gado pastoreie. Para se proteger e dormir o rebanho tende a se deslocar para as áreas mais elevadas das propriedades (cordilheiras e capões). Os resultados do NDVI mostraram que na fase hidrológica com maior inundação, especialmente em 2011 (ano com pico de inundação) na parte plana os locais destinados à pastagem (Savana Gramíneo - Lenhosa e Parque) representaram somente 30% na área (Tabela 1 e Figura 3).

No período de vazante (abril, maio e junho) o rebanho é retirado da pastagem nativa, passando para a pastagem plantada. Para o gado a maior abundância de alimentação facilita o ganho de peso. O pecuarista realiza o desmame dos bezerros, e as fêmeas são direcionadas a monta (cruzamentos dos animais) ou a engorda. Já os machos são separados do restante do rebanho, ocasião em que se pratica o comércio do rebanho. A literatura registra que o rebaixamento das águas superficiais do Pantanal Norte promove o aparecimento dos campos de pastagens (GOULART et al., 2015; NOVAIS et al., 2012).

Já na seca (julho, agosto e setembro) a escassez da água coincide com o momento em que o rebanho necessita de maiores cuidados com os curativos e vacinação, assim os animais são manejados para os currais. Esse período hidrológico é o que o rebanho sofre dificuldades para se alimentar, sendo necessária complementação com o sal mineral devido à pouca forragem. A saída das águas do campo e a quase ausência de precipitação leva a vegetação a ficar com reduzida biomassa verde. Além disso, o solo começa a ficar mais exposto dificultando assim a disponibilidade e a qualidade nutricional da alimentação dos bovinos. Os índices calculados neste estudo demonstraram que neste período há maior disponibilidade de áreas com potencial para o pastoril chegando a 81% da área de planície (Figura 5).

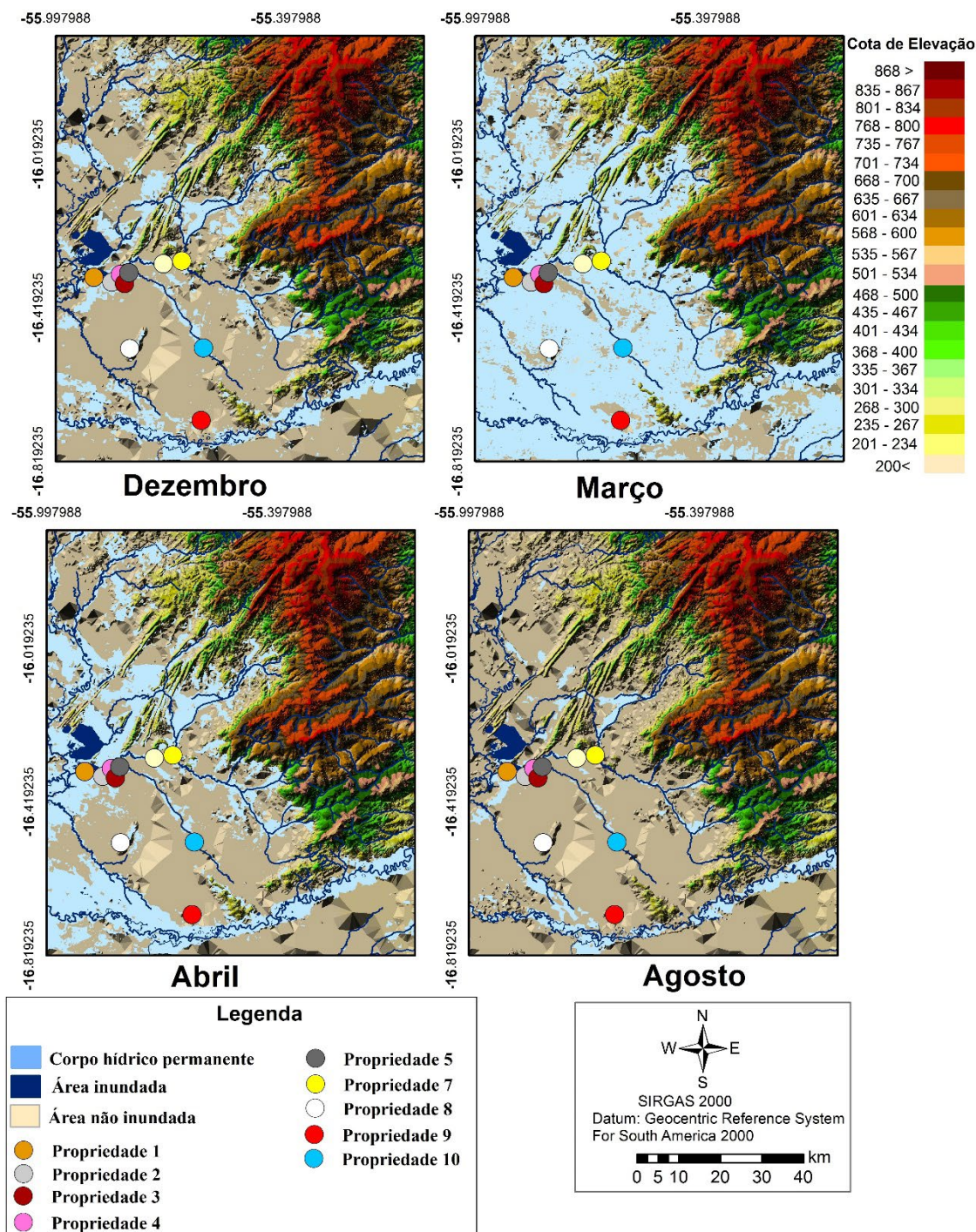


Figura 5: Mapa hipsométrico com a localização das propriedades e áreas inundadas no quadrante de estudo nos meses de dezembro (enchente), março (cheia), abril (vazante) e agosto (seca).

No início do período da enchente (outubro, novembro e dezembro) e de maiores precipitações ocorre a rebrota na área destinada à alimentação dos bovinos, garantindo até 39% da área para a pecuária, fato este demonstrado pelo NDVI. Neste período o pecuarista faz novos rodeios para apartar os “bezerros de ano” destinados à venda, e o rebanho fica novamente vulnerável em decorrência da ausência de alimento e alagamento, além de problemas sanitários e ataques de felinos. Sabe-se que tanto na enchente e quanto na cheia o rebanho tende a ficar mais isolados e com poucas áreas para se abrigarem na planície, se tornando assim presas fáceis para os felinos.

Um dos problemas que a inundação traz para os pecuaristas da região é a perda de alguns animais por ataque de onças pintadas. Para evitar isto muitos fazendeiros acabam alugando pastagem em outras localidades. Nesse sentido, Hoogesteijn e Hoogesteijn (2011) relata que o deslocamento do rebanho que pastam na planície inundável ocorre antes das águas altas para evitar que eles fiquem isolados e enfraquecidos pelas inundações, o que os tornam mais vulneráveis a predação por felinos.

Outro ponto identificado pelas entrevistas é que alguns pecuaristas estão migrando para terras mais altas com o intuito de aumentar a qualidade de produção. Assim, existem fazendeiros que atualmente estão com o gado de corte e cria nas partes mais elevadas, deixando as áreas submetidas à inundação somente para o gado leiteiro (Fazenda Barra do dia). Essa informação corrobora com Rossetto e Girardi (2012), os quais relatam o fato que o rebanho bovino em Barão de Melgaço vem diminuindo decorrentes das inundações das áreas mais baixas, acompanhado da formação de pastagens exóticas nas partes mais elevadas.

A grande diversidade de fisionomias e especiais forrageiras no Pantanal tem favorecido as comunidades tradicionais a explorarem multiplicidade de habitats para a execução da pecuária. Atualmente 95% das propriedades privadas contidas no Pantanal retiram suas economias através da pecuária de corte em sistemas extensivos (SANTOS et al., 2011).

Esses mesmo autores relatam que é necessário elaborar pesquisas científicas nesse território, considerando diferentes aspectos ecológicos, social e econômico, uma vez que fornece conhecimento necessário para as comunidades tradicionais. Assim, o uso combinado dos índices LSWI e NDVI gerados a partir da análise das imagens orbitais podem ser considerados ótimas ferramentas para o entendimento das inundações no Pantanal e possibilitaram associar as variações hidrológicas com as distintas formas de manejo local.

CONCLUSÃO

Para a cobertura vegetal (NDVI), verificou-se que regidos pela sazonalidade das chuvas existe uma tendência na redução do vigor da vegetação no período de águas baixas e aumento nas águas altas. Os movimentos das águas nas sub-regiões do Pantanal criam paisagens vegetacionais diferentes no decorrer do ano, obrigando o pecuarista a se adaptar as diversidades surgidas nos períodos de águas altas e baixas, visto que grande parte da economia dessa região que é sustentada pela da pecuária.

Para o território analisado ficou evidente que o pulso de inundação influencia diretamente no manejo da pecuária, sendo que, no período de águas baixas e com reduzidas precipitações o pecuarista sofre com a deficiência alimentar, uma vez que o capim utilizado para a forragem não cresce com o mesmo vigor nutricional que no período de maiores chuvas e de águas altas.

REFERENCIAS

- ABREU, U. G. P. DE et al. Avaliação da introdução de tecnologias no sistema de produção de gado de corte no Pantanal. Análise de eficiência. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 1242–1250, 2006.
- ABREU, U. G. P. DE et al. Avaliação sistêmica da introdução de tecnologias na pecuária de gado de corte do Pantanal por meio de modelos de análise envoltória de dados (DEA). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 11, p. 2069–2076, 2008.
- ALVES, G. B. M. **Efeitos da inundação sobre o manejo da pecuária no Pantanal norte com emprego de imagens orbitais**. Tese de mestrado em Geografia. Universidade Federal de Mato Grosso, 2015.
- ARAUJO, A. G. DE J. et al. Os Territórios da pecuária bovina de corte no Pantanal Sul Mato-Grossense: do nomadismo dos Guaicurús a multiplicidade dos dias atuais. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**, 2016.
- ARAUJO, A. G. DE J. et al. **Considerações sobre o trânsito de bovinos no Pantanal Sul em anos de eventos hidrometeorológicos severos: a seca de 2010 e a cheia de 2014**. Anais 7º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal. Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2018
- ARIZA, F. A. P.; CHABUR, A. R. L.; ZÁRATE, D. I. M. The Effects of Floods in Tropical Livestock Production: A Colombian Case. **International Journal of Environmental Sustainability**, v. 10, p. 11–26, 2014.
- BARBOSA, B. R. P. et al. Tolerância ao calor em bovinos das raças Nelore branco, Nelore vermelho e Pantaneira. **Revista Brasileira de Saúde Produção Animal**, v. 15, n. 4, p. 854–865, 2014.
- BARROS, L. T. L. P.; CALHEIROS, E. S. S. Caracterização da cobertura vegetal. In: FIGUEIREDO, D. M.; XIMENES, F. (Ed.). **Bacia do Rio Cuiabá: Uma abordagem socioambiental**. Cuiabá: Entrelinhas: EDUFMT, 2009. p. 161–166.
- BARROS NETTO, J. **A criação empírica de bovinos no Pantanal da Nhecolândia**. São Paulo: 2016.
- BATISTA, D. S. DO N. et al. Índices reprodutivos do rebanho nelore da fazenda nhumirim, pantanal da Nhecolândia. **Acta Scientiarum - Animal Sciences**, v. 34, n. 1, p. 71–76, jan. 2012.
- BERSELI, C. et al. Economic injury level of canjiqueira in native pastures in pantanal of nhecolândia. **Planta Daninha**, v. 37, 2019.
- CACCAMO, G.; CHISHOLM, L. A. BRADSTOCK, R. A. PUOTINEN, M. L. Assessing the sensitivity of MODIS to monitor drought in high biomass ecosystems. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 10, p. 2626–2639, 2011.
- CAIONI, C. et al. **Análise do comportamento de NDWI e temperatura superficial frente a diferentes formas de usos da terra no município de Curvelândia/MT**. Anais 5º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal. Campo Grande: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2014
- CAOVILLA, F. C. **Comportamento da umidade do solo em floresta de cambará e pastagem no Pantanal Mato-grossense**. Cuiabá, 2011, 56f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos), Universidade Federal de Mato Grosso.
- CARDOSO, E. L.; CRISPIM, S. M. A. O Pantanal e a pecuária. In: CARDOSO, E. L. (Ed.). **Gado de corte no Pantanal: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. [s.l.] Embrapa Informação Tecnológica, 2004. p. 15–21.

CARNIELLO, M. A. et al. Traditional use of vegetation for cattle-raising in the Pantanal on the Brazilian-Bolivian border. In: JUNK, W. J. et al. (Eds.). **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. [s.l.] Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 2011. p. 775–793.

CARVALHO, P. C. D. F. et al. **Produção animal no bioma Campos Sulinos**. (R. A. da SBZ, Ed.) Anais de Simpósios da 43ª. **Anais...** João Pessoa: 2006

CORRÊA, C. E.; PETRY, A. C.; HAHN, N. S. Influência do ciclo hidrológico na dieta e estrutura trófica da ictiofauna do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense. **Iheringia**, v. 99, n. 4, p. 456–463, 2009.

DANTAS DE MAIO, A. M. O vínculo do jornalista com o ambiente expresso em um jornal local: uma análise de discurso envolvendo o Pantanal brasileiro. **Observatorio (OBS*) Journal**, v. 8, n. 4, p. 055–070, 2014.

DE CARVALHO, F. et al. The mosaic of habitats in the high-altitude Brazilian rupestrian fields is a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi. **Applied Soil Ecology**, v. 52, n. 1, p. 9–19, jan. 2012.

DE MELLO, J. C. C. B. S. et al. Análise de desempenho de sistemas de produção modais de pecuária de cria no Brasil. **Producao**, v. 23, n. 4, p. 877–886, 2013.

DEREGIBUS, V. A.; JACOBO, E.; RODRIGUEZ, A. Improvement in rangeland condition of the Flooding Pampa of Argentina through controlled grazing. **Afr. J. Range For. Sei.** **1995**, v. 12, n. 2, p. 92–96, 1995.

DIAS-FILHO, M. B. Opções forrageiras para áreas sujeitas a inundação ou alagamento temporário. In: PEDREIRA, C. G. S. et al. (Eds.). **Teoria e prática da produção animal em pastagens**. 22 o Simpó ed. [s.l.] Piracicaba: FEALQ, 2005. p. 71–93.

FERRARI, D. L.; SILVA, J. DOS S. V. DA; ABDON, M. DE M. **Avaliação do uso de NDVI em imagens CBERS-2B/CCD na caracterização de pastagens degradadas no município de Camapuã, MS**. Anais 2º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal. **Anais...** Corumbá: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2009

FERREIRA, L. G.; HUETE, A. R. Assessing the seasonal dynamics of the Brazilian Cerrado vegetation through the use of spectral vegetation indices. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 10, p. 1837–1860, 20 maio 2004.

GALDINO, S.; VIEIRA, L. M.; PELLEGRIN. Impactos Ambientais e Socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari – **Embrapa Pantanal**, p. 356, 2006.

GOLTZ, E. et al. Utilização de índices espectrais de vegetação do sensor MODIS na determinação de áreas suscetíveis a alagamento no Pantanal Sul Matogrossense. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 59, 2007.

GOULART, M. A. et al. Análise da evapotranspiração por wavelet de Morlet em área de *Vochysia divergens* Pohl no Pantanal. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 2, p. 93–98, 2015.

GU, Y. et al. Evaluation of MODIS NDVI and NDWI for vegetation drought monitoring using Oklahoma Mesonet soil moisture data. **Geophysical Research Letters**, v. 35, n. 22, 28 nov. 2008.

HOOGESTEIJN, R.; HOOGESTEIJN, A. **Estratégias Anti-Predação para fazendas de pecuária na América Latina: um guia**. Campo Grande: PANTHERA, 2011.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2.ed. Rio de Janeiro, 2012. 271 p.

- IMMERZEEL, W. W.; QUIROZ, R. A.; DE JONG, S. M. Understanding precipitation patterns and land use interaction in Tibet using harmonic analysis of SPOT VGT-S10 NDVI time series. **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, n. 11, p. 2281–2296, 10 jun. 2005.
- INCHAISRI, C. et al. The effect of a catastrophic flood disaster on livestock farming in Nakhon Sawan province, Thailand. **Tropical Animal Health and Production**, v. 45, n. 4, p. 917–922, 1 abr. 2013.
- KAWAKAMI E. R. **Pulso de Inundação-Processo Ecológico Essencial à Vida no Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2008.
- LUNT, I. D.; JANSEN, A.; BINNS, D. L. Effects of flood timing and livestock grazing on exotic annual plants in riverine floodplains. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 5, p. 1131–1139, out. 2012.
- MACALISTER, C.; MAHAXAY, M. Mapping wetlands in the Lower Mekong Basin for wetland resource and conservation management using Landsat ETM images and field survey data. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 7, p. 2130–2137, maio 2009.
- MELLO, A. P. G.; ALVES, G. B. M.; LOVERDE-OLIVEIRA, S. M. **Uso e cobertura vegetal da terra na bacia do rio Mutum nas Zonas de Transição Aquático-Terrestre do Pantanal Norte**. 6º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal. **Anais...Anais 6º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**, 2016
- MIOTO, C. L.; FILHO, A. C. P.; ALBREZ, E. A. **Contribuição à caracterização das subregiões do pantanal**. Dourados, MS: Entre-Lugar, 2012.
- MMA – **Mistério do Meio Ambiente**. Vegetação da Bacia do Alto Paraguai. Disponível em:< <http://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/main.home>>.
- MORAES, E. C.; PEREIRA, G.; ARAI, E. Uso dos produtos EVI do sensor MODIS para a estimativa de áreas de alta variabilidade intra e interanual no bioma Pantanal. **GEOGRAFIA**, v. 34, p. 757–767, 2009.
- MORENO-CASASOLA, P.; LÓPEZ, H.; RODRÍGUEZ-MEDINA, K. From tropical wetlands to pastures on the coast of the gulf of Mexico. **ICYT Ciencia y Tecnología (España) PASTOS**, v. 42, n. 2, p. 185–217, 2012.
- MOTSHOLAPHEKO, M. R.; KGATHI, D. L.; VANDERPOST, C. Rural livelihoods and household adaptation to extreme flooding in the Okavango Delta, Botswana. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, n. 14–15, p. 984–995, 2011.
- NASA. Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC). MOD13Q1. USGS/Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, South Dakota, 2010.
- NASCIMENTO, D. L. et al. Pecuária sustentável: uma alternativa para a conservação do Pantanal no estado de Mato Grosso. **Revista de Estudos Sociais**, v. 17, n. 34, p. 171, 2015.
- NEVES, E. B.; DOMINGUES, C. A. **Manual de Metodologia da Pesquisa Científica**. Rio de Janeiro: Copyright, 2007.
- NOSETTO, M. D. et al. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 206, p. 60–70, 1 ago. 2015.
- NOVAIS, J. W. Z. et al. Variabilidade sazonal horária das propriedades térmicas em gleissolo háplico no norte do pantanal. **Semina:Ciencias Agrarias**, v. 33, n. SUPPL.1, p. 2563–2570, 2012.
- PADOVANI, C. R. **Dinâmica Espaço-Temporal das Inundações do Pantanal**. Universidade de São Paulo, 2010.

- PAULIK, R. et al. Flood impacts on dairy farms in the bay of plenty region, new zealand. **Climate**, v. 9, n. 2, p. 1–18, 1 fev. 2021.
- PAULON GIRARDI, E.; CARMEM ROSSETTO, O. Análise da pecuária no Pantanal Mato-Grossense. **Revista Geográfica de América Central**, v. 2, p. 1–16, 2011.
- PENATTI, N. C. **Geobotânica e fenologia da superfície terrestre no estudo da diversidade do Pantanal: uma abordagem multi-sensor**. Tese (Doutorado): IGc/USP - São Paulo, p. 231, 2014.
- PIGNATTI, M. G.; CASTRO, S. P. A fragilidade/resistência da vida humana em comunidades rurais do Pantanal Mato-Grossense (MT, Brasil). **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 15, n. 2, 2010.
- POTT, E. B. et al. Desempenho reprodutivo de bovinos na sub-região dos Paiaguás do Pantanal MatoGrossense. **Pesq. agropec. bras**, v. 22, n. 11/12, p. 1265–1277, 1987.
- POTT, E. B.; CATTO, J. B.; DE BRUM, P. A. R. Períodos críticos de alimentação para bovinos em pastagens nativas, no Pantanal Mato-Grossense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 24, n. 11, p. 1427–1432, 1989.
- QUIROZ, R. et al. Improving daily rainfall estimation from NDVI using a wavelet transform. **Environmental Modelling and Software**, v. 26, n. 2, p. 201–209, fev. 2011.
- ROSSETTO, O. C.; GIRARDI, E. P. Dinâmica agrária e sustentabilidade socioambiental no Pantanal brasileiro. **Revista NERA Presidente Prudente Ano**, n. 21, p. 135–161, 2012.
- ROSSETO, O. C. Sustentabilidade ambiental do Pantanal Mato-grossense: interfaces entre cultura, economia e globalização. UFMT/GECA/PPP. In: **Revista NERA**, Presidente Prudente - SP. Ano 12, n. 15, 2009. 88-105 p.
- SALES, J. P. et al. A Pecuária nos sistema de produção familiar na microrregião do Alto Solimões, Amazônia. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 3, n. 1, p. 20–27, 2008.
- SANTOS, S. A. **Caracterização dos recursos forrageiros nativos da sub-região da Nhecolândia, Pantanal, Mato-Grosso do Sul, Brasil**. Universidade Estadual Paulista, 2001.
- SANTOS, S. A. et al. Natural and cultivated pastures and their use by cattle. In: JUNK, W. J. DA SILVA, C. J.; CUNHA, C. N.; WANTZEN, K. M. (Ed.). **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow, 2011. p. 327–531.
- SANTOS, S. A.; COSTA, C. **Manejo sustentável das pastagens nativas: uma ação essencial para a implantação de um sistema orgânico de produção no Pantanal**. I Conferência Virtual Global sobre Produção Orgânica de Bovinos de Corte. **Anais...**Corumba: Embrapa Pantanal, 2002.
- SILVA, C. J. DA; SILVA, J. A. F. No ritmo das águas do Pantanal. 1995.
- SILVEIRA, S. W. G. DA. **Análise de desempenho de produtos MODIS para modelagem da dinâmica de inundação do Pantanal Mato-Grossense**. Universidade Federal De Mato Grosso, 2015.
- SOARES, M. C. et al. Economic losses due to Vernonia rubricaulis poisoning in cattle. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 38, n. 12, p. 2217–2223, 1 dez. 2018.
- SOUZA, E. P. DE; MARTINS, S. R. O.; ARAÚJO, A. P. C. DE. Fronteira etnocultural e desenvolvimento rural: o produto turístico “trem do pantanal” no distrito de Taunay. **Revista ACTA Geográfica**, p. 37–53, 2011.
- SPECHT, L. **Avaliação da sustentabilidade da pecuária em uma propriedade multifuncional no Pantanal**. Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.

SUDRÉ, S. G. S. O turismo no rio Paraguai em Cáceres, Pantanal Mato- Grossense, Brasil. 2012. 152 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres/MT, 2012. VIANA, D. R.; ALVALÁ, R. C. DOS S. **Avaliação de desempenho de índices de vegetação na caracterização de classes de cobertura da terra na região do Pantanal nas estações seca e chuvosa.** Anais 3º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal. Cáceres: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2010

WANG, J.; RICH, P. M.; PRICE, K. P. Temporal responses of NDVI to precipitation and temperature in the central Great Plains, USA. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 11, p. 2345–2364, 10 jun. 2003.

FENOLOGIA, POLINIZAÇÃO E FRUGIVORIA DE MYRTACEAE NO PANTANAL

CAMILA AOKI

Doutora em Ecologia e Conservação,
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul,
Aquidauana, MS
camila.aoki@ufms.br

DANNYELLEN FREITAS DE BARROS

Graduanda em Ciências Biológicas,
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul,
Aquidauana, MS

MAYCON MACENA, BIÓLOGO

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul,
Aquidauana, MS

EDIVALDO OLIVEIRA DE SOUZA

Mestre em Biologia Vegetal, Universidade
Federal de Mato Grosso do Sul, Campo
Grande, MS

EDER DE ARRUDA INSAURALDE

Mestrando em Recursos Naturais, Universidade
Federal de Mato Grosso do Sul, Campo
Grande, MS

LIDIANEI DOS SANTOS SAVALA

Mestre em Biologia Vegetal, Universidade
Federal de Mato Grosso do Sul, Campo
Grande, MS

GABRIELA CANELLA GREGÓRIO

Bióloga, Universidade Federal de Mato Grosso
do Sul, Aquidauana, MS

MATHEUS DIAS GOMES

Biólogo, Universidade Federal de Mato Grosso
do Sul, Aquidauana, MS

ERIKA ROZENDO CEDREIRA

Bióloga, Universidade Federal de Mato Grosso
do Sul, Aquidauana, MS

MAICON VELASCO DE MELO

Mestrando em Recursos Naturais, Universidade
Federal de Mato Grosso do Sul, Aquidauana,
MS

RESUMO: No presente capítulo reunimos informações sobre as fenofases de floração e frutificação de Myrtaceae no Pantanal, bem como seus visitantes florais e frugívoros. Utilizamos informações disponíveis em duas bases de dados (Web of Science e Scopus) e coletas realizadas na sub-região de Aquidauana. As espécies analisadas floresceram e frutificaram principalmente na estação chuvosa e, de modo geral, tiveram duração intermediária a extensa. Abelhas constituíram os principais visitantes florais (pilhadores e polinizadores), mas moscas, besouros, formigas e trips também foram observados utilizando recursos florais. Registros de frugivoria englobaram apenas espécies de aves, sendo Tyrannidae e Psittacidae as famílias com maior número de espécies. Após análise do estado da arte dos estudos com fenologia, visitantes florais e frugívoros de Myrtaceae podemos concluir que os estudos são insuficientes e restritos a 11% ou menos das espécies ocorrentes no Pantanal. Neste capítulo apresentamos dados inéditos sobre esses temas para três espécies de mirtáceas.

Palavras-chave: Floração, Frutificação, Visitantes florais, Dispersão de sementes.

ABSTRACT: In this chapter we gather information about the flowering and fruiting phenophases of Myrtaceae in the Pantanal, as well as their floral visitors and frugivorous. We used information available in two databases (Web of Science and Scopus) and samplings carried out in Aquidauana sub-region. The analyzed species flowered and fruited mainly in the rainy season and, in general, had intermediate to extensive duration. Bees constituted the main floral visitors (theaves and pollinators), but flies, beetles, ants and trips were also observed using floral resources. Frugivory records included only bird species, with Tyrannidae and Psittacidae being the families with the highest number of species. After analyzing the present knowledge about phenology, floral visitors and frugivorous Myrtaceae, we can conclude that the studies are insufficient and restricted to 11% or less of the species occurring in the Pantanal. In this chapter, we present new data on these themes for three species of Myrtaceae.

Keywords: Flowering, Fruiting, Floral Visitors, Seed Dispersion

INTRODUÇÃO

Myrtaceae constitui uma das maiores famílias de Angiospermas da flora brasileira, abrangendo 29 gêneros e 1193 espécies de Myrtaceae (PROENÇA et al. 2020). Sua distribuição é pantropical, concentrada na região neotropical (SOUZA; LORENZI, 2005; THORNHILL et al., 2015). Para o Mato Grosso do Sul, há registro de 81 espécies distribuídas em 10 gêneros (PROENÇA et al. 2018), sendo uma das famílias mais ricas no Pantanal, com 45 espécies registradas para toda a planície (POTT et al., 2011). Deste modo, a compreensão da ecologia e história natural do Pantanal, envolve necessariamente o conhecimento sobre Myrtaceae.

Essa família tem elevada importância ecológica e econômica, com destaque para o uso madeireiro (que tem como exemplo principal o eucalipto – *Eucalyptus* spp.), ornamentação (e.g. escova-de-garrafa – *Callistemon citrinus*, papeleira – *Melaleuca leucadendra*) e alimentício (e.g. goiaba – *Psidium guajava*, jaboticaba – *Myrciaria cauliflora*, pitanga – *Eugenia uniflora*, jamelão – *Syzygium cumini* e jambo – *Syzygium* spp.). Seus frutos são utilizados por vários animais, incluindo aves, mamíferos, répteis, peixes e formigas (POTT; POTT, 1994; PIZO, 2002; GRESSLER; PIZZO; MORELLATO, 2006). Suas espécies também apresentam expressivo uso na medicina popular, sendo uma família importante de plantas medicinais para tribos indígenas do Mato Grosso do Sul (BUENO et al., 2005).

Segundo Proença et al. (2018), o conhecimento sobre a família Myrtaceae no Mato Grosso do Sul foi tardio em relação às outras unidades da federação. No presente capítulo, reunimos informações de fenologia, polinização e dispersão de sementes que constam em publicações e apresentamos resultados inéditos de trabalhos dos autores. Esses três assuntos se entrelaçam e nos ajudam a compreender o ciclo de vida e ecologia de Myrtaceae. Os estudos fenológicos investigam a periodicidade ou época de ocorrência de eventos biológicos repetitivos (e.g. brotamento e queda foliar, produção de flores, frutos e sementes), sua relação com o clima e fatores bióticos (LIETH, 1974). Esses, por sua vez,

são fundamentais para compreender como e quando esses recursos estariam disponíveis para herbívoros, visitantes florais e frugívoros (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996).

METODOLOGIA

O presente trabalho foi realizado a partir de revisão bibliográfica referente a trabalhos que apresentassem no corpo do texto a fenologia, visitantes florais/polinizadores e/ou frugívoros/dispersores de Myrtaceae no Pantanal. Foi realizada uma revisão de publicações nas bases de dados ISI Web Of Science – Coleção Principal (Clarivate Analytics) e Scopus (Elsevier), os dois maiores e mais utilizados bancos de dados para revisões e análises bibliométricas (ZHU; LIU, 2020; SINGH et al., 2021). Os termos de pesquisa relevantes foram combinados em algumas *strings* de pesquisa: 1. (phenolog* OR sprout* OR flower* OR fruit*) AND (Pantanal) AND (Myrtaceae), 2. (visiting flowers OR pollinat*) AND (Pantanal) AND (Myrtaceae), 3. (frugiv* OR fruit consumption OR seed dispersal) AND (Pantanal) AND (Myrtaceae). O intervalo de tempo foi configurado como primeiro registro constante em ambas as bases até outubro de 2021. Para atualização dos nomes científicos, verificação de sinônimos e classificação dos hábitos consideramos o disposto no Flora do Brasil 2020 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

Adicionalmente, reunimos resultados de projetos desenvolvidos pelos autores no Pantanal sul mato-grossense, na sub-região de Aquidauana (20°14'09"S e 55°52'33"W, Figura 1). O clima apresenta sazonalidade bem definida, temperatura média de cerca de 25°C e precipitação média anual de cerca de 1.400 mm, variando entre 800 e 1.600 mm (ANA, 2005). O período de chuvas, que vai de outubro a abril (ROHLI; VEGA, 2008) concentra cerca de 70 a 80% da média pluviométrica anual.

Para a coleta de dados fenológicos utilizamos 30 parcelas de 100m², equidistantes no mínimo 100m, distribuídas igualmente em três estações de amostragem, com 1km de distância entre si. Todos os indivíduos pertencentes à família Myrtaceae, foram marcados com lacre plástico as fenofases reprodutivas foram anotadas mensalmente entre outubro de 2015 e setembro de 2016. A coleta de visitantes florais foi realizada nos mesmos locais, entre outubro de 2015 e setembro de 2016 e entre abril de 2017 e março de 2018, entre as 07h e 17h, com observações focais de 10-15 minutos por espécie florida/parcela. A amostragem dos visitantes florais invertebrados foi realizada através de coleta com rede entomológica. Na sequência estes foram colocados em câmara mortífera contendo acetato de etila, posteriormente foram alfinetados e identificados usando chaves taxonômicas e consulta a especialistas.

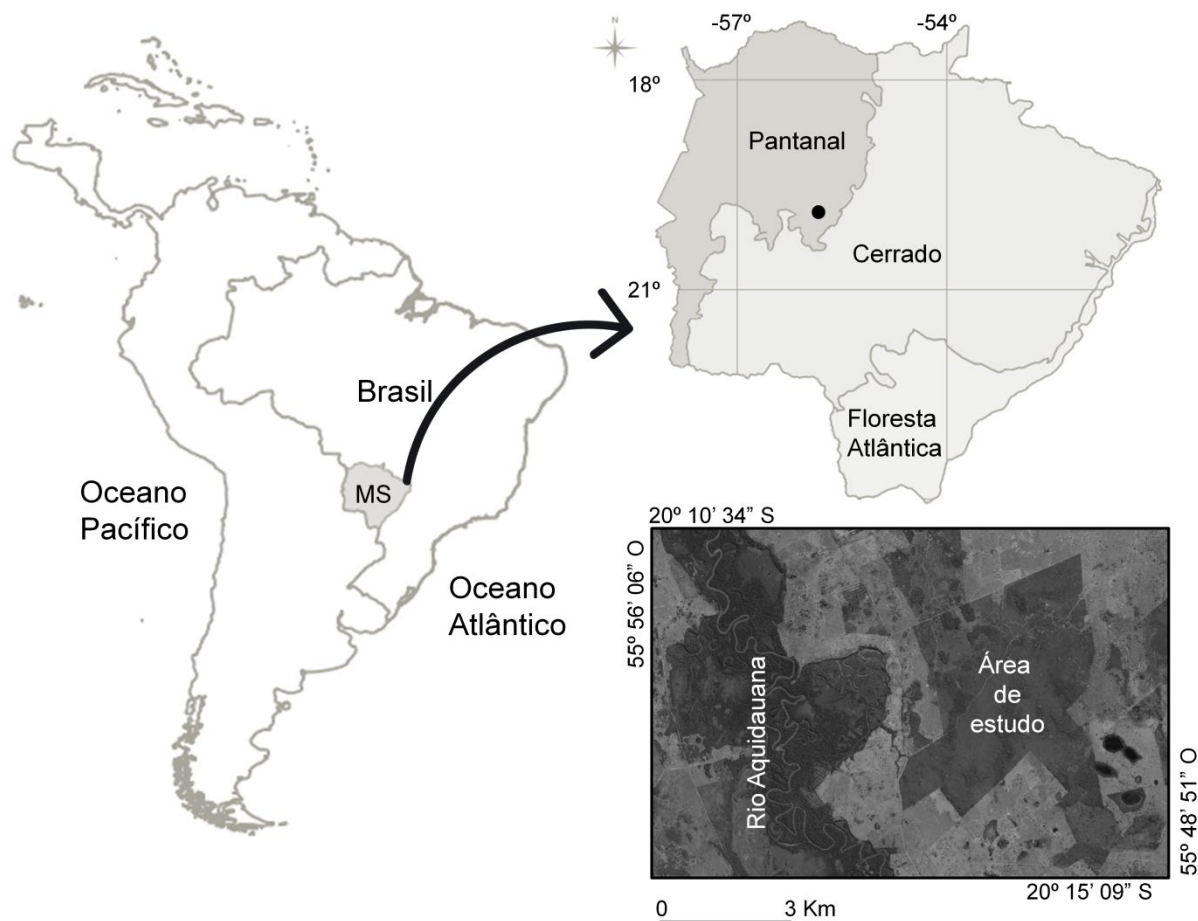


Figura 1. Localização da área de estudo no Pantanal sul mato-grossense, sub-região de Aquidauana, MS

A coleta de dados de frugivoria ocorreu no mesmo intervalo de tempo dos visitantes florais, mas utilizamos o método de caminhar por transectos de 1 km de extensão, ao registrar Myrtaceae em frutificação, utilizamos a metodologia de planta foco, que consiste na observação de uma planta por aproximadamente 25 minutos, a uma distância de pelo menos 5 metros. Foram realizadas observações entre as 05:30 e 10:30 horas, e fim da tarde, entre as 16:00 e 18:00 horas. Os animais foram identificados visualmente por observação direta, com auxílio de binóculos (10 x 40 mm) e/ou auditivamente, por meio de suas vocalizações. Cada área contou ainda com a instalação de dez redes de neblina de 12m de comprimento por 3m de altura e ficaram abertas por aproximadamente quatro horas. Armamos as redes ao nível do solo, as quais foram abertas ao amanhecer, das 5:30 e 10:00 horas e no fim de tarde, entre às 16h e 18:00 horas, e vistoriadas a cada 40 minutos, no máximo, para evitar mortalidade ou escape dos indivíduos (DEVELEY, 2003). Ao serem retiradas das redes, as aves foram identificadas e mantidas por 20 a 30 minutos em sacos de tecido para coleta das fezes e/ou sementes regurgitadas (PIZO; GALETTI, 2010), as quais foram triadas e identificadas. Adicionalmente foram utilizadas armadilhas fotográficas (*cameras traps*), as quais foram instaladas em frente às plantas com frutos, na modalidade filmagem para que possibilite a observação do comportamento dos animais. Esta metodologia vem atualmente sendo aplicada para a observação de frugívoros (JAYASEKARA et al., 2007; O'BRIEN; KINNAIRD, 2008; PRASAD et al., 2010; EATON et al., 2016), tem a vantagem de

permanecer por longos períodos (inclusive noturnos), não afugentar os animais e possibilita ao pesquisador assistir repetidas vezes os vídeos, o que pode fazer com que detalhes de comportamento possam ser observados e descritos. Contudo apresenta desvantagem de ser um método caro e a área coberta ser relativamente pequena, se comparada com a área observada pelo pesquisador. Cada gravação tem 60 segundos de duração, iniciando a partir da captação de movimento pelo sensor da câmera, configurado em alta sensibilidade, com intervalos de 10 segundos para cada filmagem. A permanência da ave em filmagens subsequentes foi contabilizada como um único registro. Foram realizadas 336 horas de amostragem com uso de *cameras trap*.

Para os eventos de frugivoria, registramos as espécies envolvidas na interação, número de indivíduos de cada espécie de animal, modo de coleta e ingestão de frutos, as táticas consistiam em: (1) apanhar empoleirado - as aves pousam no ramo com frutos e comem ali mesmo; (2) arrancar para apanhar - as aves voam de encontro ao ramo frutificado ou pairam em frente ao mesmo; (3) saltar do poleiro- as aves pousam no poleiro, saltam até o fruto e retornam ao mesmo poleiro; (4) forragear no solo - as aves apanham os frutos caídos da árvore (FITZPATRICK, 1980). Avaliamos o modo de consumo dos frutos pelas aves, incluindo a porção consumida dos frutos (arilo ou arilo/semente) e seu estado de maturação. Aves observadas consumindo diásporos inteiros ou levando-os para longe da planta-mãe foram consideradas potenciais dispersoras de sementes. As espécies que consumiram frutos imaturos ou que trituraram as sementes foram consideradas predadoras de sementes (HOWE; ESTABROOK, 1977; HOWE; SMALLWOOD, 1982; MOERMOND; DENSLOW, 1985). Os animais foram identificados visualmente por observação com auxílio de binóculos e/ou auditivamente por meio de suas vocalizações. Para a identificação utilizamos guias de campo (SIGRIST, 2007; SOUZA, 2002; PIVATTO; BERNARDON, 2012), seguindo a nomenclatura proposta pelo CBRO (2014).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fenologia

Considerando o conjunto de palavras-chave relacionado à fenologia de Myrtaceae, apenas três artigos retornaram, sendo que após leitura dos mesmos apenas um continha informações sobre fenologia de floração e frutificação de *Eugenia pantanalensis* (SOBRAL; FARIA; COUTINHO, 2018) (Figura 2). Freitas et al. (2013) relatam a floração de uma espécie (não identificada) de Myrtaceae na estação seca no Chaco úmido em Porto Murtinho. Neves e Damasceno-Junior (2011) amostraram três espécies de Myrtaceae em estudo fenológico no Maciço do Urucum (*Blepharocalyx salicifolius*, *Eugenia punicifolia* e *Psidium cinereum*), mas não foi possível especificar as fenofases dessas espécies dentro das análises de comunidade. As informações fenológicas para Myrtaceae no Pantanal estão res-

tritas à fenofases reprodutivas (floração e frutificação), não tendo retornado nenhum artigo sobre brotamento ou queda de folhas (senescência).

Nossos estudos revelaram padrões fenológicos reprodutivos para três espécies *Eugenia florida*, *E. inundata*, *Psidium guineense* (Figura 2) e o grupo de pesquisa “Estudos Integrados em Biodiversidade do Cerrado e Pantanal” recentemente publicou dados fenológicos de pitanga nativa do Pantanal (*Eugenia pitanga*) (AOKI et al., 2018). De modo geral, a floração ocorre no início da estação chuvosa e pode ser caracterizada como intermediária quanto à duração (1<5 meses, NEWSTRON et al., 1994), exceto *Psidium guineense* que floresceu por oito meses.

A frutificação das espécies estudadas no Pantanal também foi sazonal e seu início coincide com os primeiros meses da estação chuvosa, cabe ressaltar que frutos *P. guineense* foram observados durante quase todo o período de estudo (Figura 2), assemelhando-se ao padrão descrito para Myrtaceae por Gressler (2005) em Floresta Atlântica. Há indícios de relação entre a fenologia e o tamanho do fruto na família Myrtaceae, com espécies de frutos maiores apresentando períodos de desenvolvimento do fruto mais longos e florescendo mais cedo do que espécies com frutos menores (GRESSLER, 2005). Nossos dados corroboram essa afirmação, com frutos de *P. guineense* significativamente maiores do que as outras duas espécies. Os padrões de frutificação da família Myrtaceae são melhor explicados por diferenças na morfologia do fruto e períodos de desenvolvimento e secundariamente por interações com dispersores durante o ano (SMITH-RAMIREZ, et al. 1998; GRESSLER, 2005).

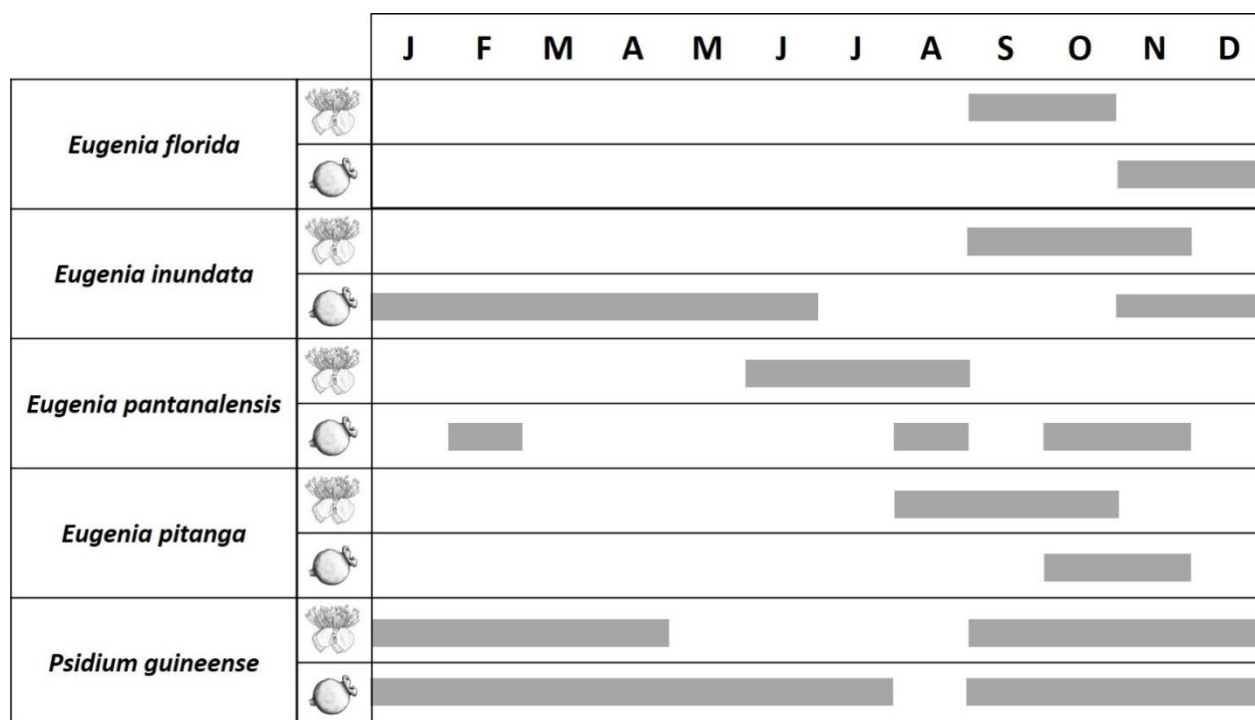


Figura 2. Períodos de floração e frutificação de Myrtaceae no Pantanal.

Considerando as palavras-chave utilizadas na busca por informações sobre visitantes florais e/ou polinizadores, retornaram 30 artigos, dos quais apenas três continham informações sobre a visitação em flores de Myrtaceae. Boff et al. (2011) analisando pólen coletado por abelhas européias (*Apis mellifera*) registram *Myrcia* (espécie indeterminada) entre as amostras. Souza et al. (2017) relatam nove visitas de abelhas (sem especificação) às flores de uma espécie indeterminada de Myrtaceae no Chaco úmido. Souza et al. (2021) registraram visitas de *Apis mellifera* e *Trigona spinipes* em flores de uma espécie também indeterminada de Myrtaceae e visita de Thysanoptera em *Psidium kennedyanum*.

Em nossos estudos, as flores de *E. inundata* (Figura 3B) foram pilhadas por uma espécie de Diptera e as de *E. pitanga* por *Crematogaster* cf. *curvispinosa* (0/100). Abelhas constituíram os principais visitantes florais de *P. guineense*, com 87% das visitas e 65% das espécies registradas. Sete besouros, pertencentes a seis espécies e duas moscas, pertencentes a duas espécies foram observados em flores de araçá. Abelhas de médio e grande porte (*Bombus*, *Centris*, *Epicharis* etc.) foram as principais polinizadoras. Abelhas de pequeno porte, besouros e moscas atuaram prioritariamente como pilhadores de recurso. O pólen foi o recurso floral utilizado pela maioria dos visitantes, exceto uma espécie de besouros que se alimentou de tecidos florais. *Apis mellifera* foi a espécie mais comum nas flores de *P. guineense*, constituindo 61% de todas as visitas, na maioria delas atuando como pilhador de recurso (Figura 3C e D). Esta espécie possui alta plasticidade em seu comportamento, caracterizado por ser generalista e eficiente na busca e exploração de recursos (SEELEY, 1984). Além disso, costuma iniciar seu forrageamento antes das flores abrirem completamente, conseguem coletar grande quantidade de pólen, têm alta taxa de recrutamento e são competidoras dominantes (GOULSON, 2003; PAINI, 2004; TRAVESET; RICHARDSON, 2006). Devido à sua elevada abundância na área de estudo e ao fato de serem o visitante mais comumente registrado nos artigos, investigações a respeito de sua eficácia como polinizadoras são prementes para avaliar seu impacto sobre a reprodução de Myrtaceae no Pantanal, bem como estudos avaliando seu impacto sobre as populações de abelhas nativas.

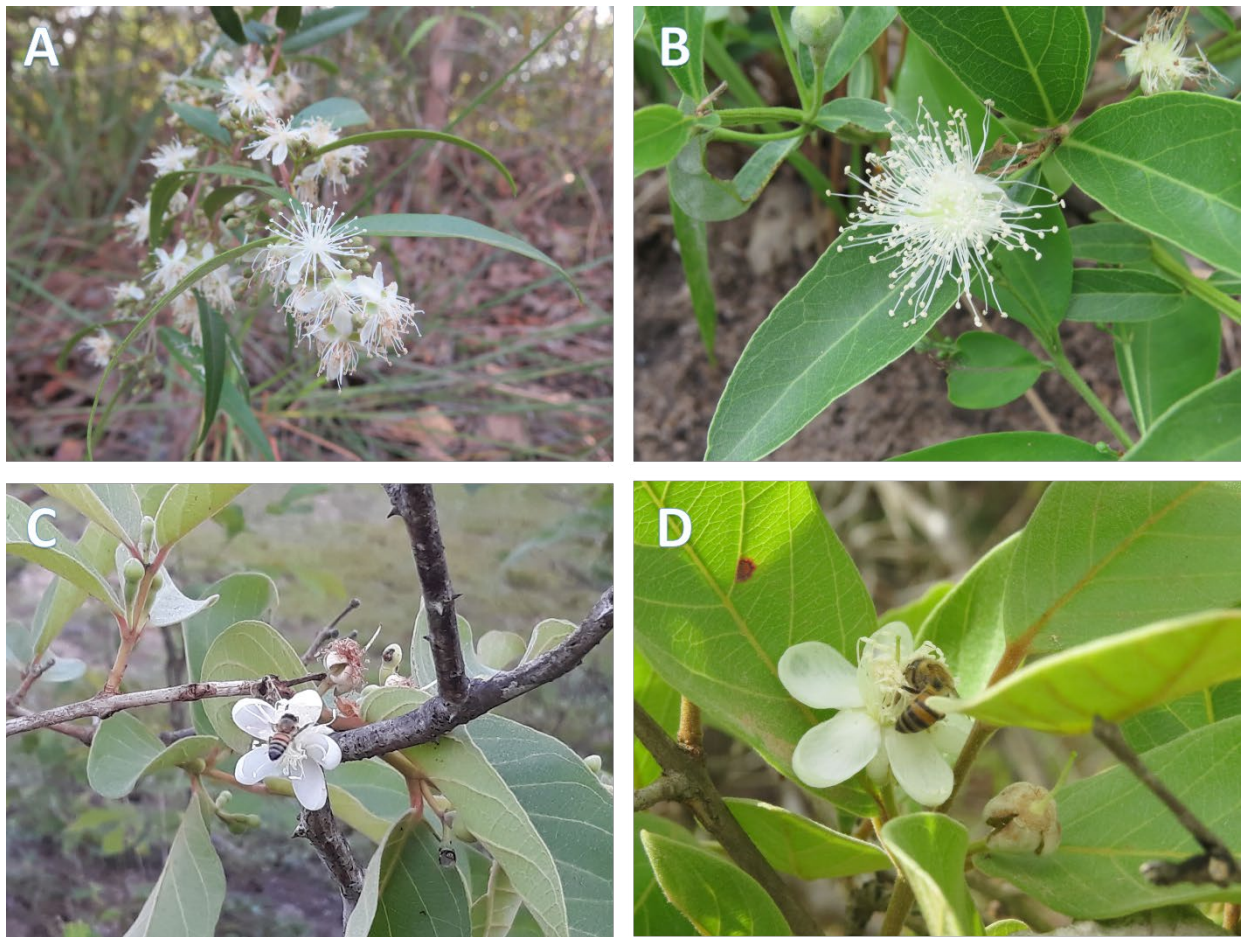


Figura 3. Flores de *Eugenia florida* (A), *Eugenia pitanga* (B) e de *Psidium guineense* sendo polinizada (C) e pilhada (D) por *Apis mellifera*. Fotos: Camila Aoki.

Frugívoros e Dispersores

Com a *string* relacionada à frugivoria e dispersão de sementes apenas um artigo retornou da busca e ele não estava relacionado às interações entre fauna e espécies de Myrtaceae. Em campo, registramos 43 eventos de frugivoria envolvendo três espécies de Myrtaceae (Figura 4 A-C) e 12 espécies de aves, as quais estão distribuídas em sete famílias e quatro ordens (Tabela1). A ordem mais rica e mais abundante foi a Passeriformes (7 espécies e 15 indivíduos) seguida de Psittaciformes (3 espécies e 18 indivíduos). As famílias Tyrannidae e Psittacidae foram as mais ricas (3 spp.). Não registramos eventos de frugivoria envolvendo outros grupos que não as aves. Segundo Pizzo (2002), a grande variedade de frutos de Myrtaceae (tamanho, cor, número e tamanho das sementes) está associada a um grupo diversificado de dispersores de sementes, principalmente aves.



Figura 4. Frutos de *Eugenia florida* (A), *Eugenia inundata* (B), *Psidium guineense* (C) e a espécie de ave que teve mais interações com Myrtaceae no Pantanal de Aquidauana (*Guira guira*, D). Fotos: Camila Aoki e Edivaldo Oliveira de Souza.

As espécies mais abundantes nos registros foram anu-branco (*Guira guira*, Figura D) e periquito-de-encontro-amarelo (*Brotogeris chiriri*), com nove indivíduos registrados. *Guira guira*, espécie mais abundantes nos registros, apresenta ampla distribuição na América do Sul e sua dieta é baseada especialmente em insetos (SICK, 1997), no entanto, captura pequenos vertebrados e frutos ocasionalmente (HÖFLING; CAMARGO, 2002; SOAVE et al., 2008). Segundo MacArthur & Pianka (1966), o uso de alimentos alternativos pode ser promovido pela escassez de recursos na região. Esta foi a única espécie registrada consumindo frutos de duas espécies de Myrtaceae, *E. florida* e *E. inundata*, enquanto as outras espécies de aves consumiram frutos de apenas uma espécie vegetal (Tabela 1).

Três das quatro táticas descritas por Fitzpatrick (1980) foram registradas durante as observações. Nove espécies usaram a tática de apanhar empoleirado (quando as aves pousam no ramo com frutos e comem ali mesmo), fogo-apagou (*Columbina squammata*), periquito-de-encontro-amarelo (*B. chiriri*) e a gralha-do-pantanal (*Cyanocorax cyanomelas*) utilizaram a tática de arrancar para apanhar (as aves voam de encontro ao ramo frutificado ou pairam em frente ao mesmo), apenas a maria-cavaleira (*Myiarchus ferox*) utilizou a tática de saltar do poleiro (as aves pousam no poleiro, saltam até o fruto e retornam ao

mesmo poleiro). Não observamos forrageamento no solo (aves apanhando os frutos caídos da árvore).

A maioria das aves consumiu as sementes durante o processo, exceto poucos casos em que apenas a polpa foi consumida (*C. squammata* e *Pitangus sulphuratus*) (Tabela 1). A maioria das espécies exibiu comportamento adequado à dispersão das sementes, ingerindo a semente sem mandibulação, exceto os membros da família Psittaciformes que trituravam a semente durante o consumo dos frutos e, muitas vezes, os consumiam ainda verdes.

Eugenia inundata foi consumida por maior número de espécies de aves (19 registros, 6 espécies) e a que apresentou maior número de interações foi *P. guineense* (22 registros de 4 espécies). Apenas *P. guineense* teve frutos predados, não havendo registro deste comportamento nas outras espécies.

Tabela 1. Espécies de aves observadas se alimentando dos frutos de Myrtaceae, com suas respectivas ordens, famílias, nomes científicos e populares, número de registros, tática utilizada durante a frugivoria e ocorrência de ingestão de frutos, e espécie vegetal.

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular	Nº de registros	Tática	Ingestão	Possível atuação	Espécie vegetal
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina squammata</i>	Fogo-apagou	1	2	Sim/não	Dispersor	<i>Eugenia florida</i>
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Guira guira</i>	Anu-branco	9	1	Sim	Dispersor	<i>Eugenia florida</i> e <i>E. inundata</i>
Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	Sabiá-do-campo	1	1	Sim	Dispersor	<i>Eugenia florida</i>
Passeriformes	Thraupidae	<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	Gralha-do-pantanal	4	2	Sim	Dispersor	<i>Psidium guineense</i>
Passeriformes	Thraupidae	<i>Thraupis sayaca</i>	Sanhaço-cinza	3	1	Sim	Dispersor	<i>Eugenia inundata</i>
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	Sabiá-barranco	3	1	Sim	Dispersor	<i>Eugenia inundata</i>
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bentevi	2	1	Sim/não	Dispersor	<i>Eugenia inundata</i>
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Phaeomyias murina</i>	Bagageiro	1	1	Sim	Dispersor	<i>Eugenia inundata</i>
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiarchus ferox</i>	Maria-cavaleira	1	3	Sim	Dispersor	<i>Eugenia inundata</i>
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Brotogeris chiriri</i>	Periquito-de-encontro-amarelo	9	1 e 2	Sim	Predador	<i>Psidium guineense</i>
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Primolius auricollis</i>	Maracanã-de-colar	5	1	Sim	Predador	<i>Psidium guineense</i>
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Pyrhura devillei</i>	Tiriba-fogo	4	1	Sim	Predador	<i>Psidium guineense</i>
Total	7 famílias	12 espécies		43				

Táticas: (1) apanhar empoleirado - as aves pousam no ramo com frutos e comem ali mesmo; (2) arrancar para apanhar - as aves voam de encontro ao ramo frutificado ou pairam em frente ao mesmo; (3) saltar do poleiro- as aves pousam no poleiro, saltam até o fruto e retornam ao mesmo poleiro; (4) forragear no solo - as aves apanham os frutos caídos da árvore.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conhecimento sobre Myrtaceae no Pantanal ainda é escasso e há muitas lacunas de conhecimento considerando fenologia, polinização, frugivoria e dispersão de sementes. Considerando que há registro de 45 espécies de mirtáceas para o bioma, temos informa-

ções para 11% ou menos das espécies. A despeito de sua elevada importância, aspectos da reprodução de myrtaceae foram negligenciados por muito tempo, o primeiro trabalho sobre a biologia reprodutiva de um grupo de Myrtaceae Neotropical só foi desenvolvido em 1994 por Proença e Gibbs e até 2006 pouco se sabia sobre a polinização e dispersão das espécies de myrtaceae no Brasil, conforme apontado em revisão feita por Gressler et al. (2006). Apenas recentemente houve um aumento no número de estudos envolvendo essa família (SILVA; PINHEIRO, 2007; FRANZON et al., 2010; SIQUEIRA et al., 2012; CORDEIRO, 2015; DINIZ; BUSCHINI, 2016), mas dada sua elevada diversidade, essas informações ainda são insuficientes e muitas espécies ainda não foram investigadas. Para o pantanal não há estudos específicos com a família e as poucas informações encontram-se em estudos de comunidade. O presente capítulo traz informações inéditas sobre espécies de *Eugenia* e *Psidium* guajava floração, frutificação e uso de recursos dessas espécies por visitantes florais e frugívoros.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – MEC. Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, Código de Financiamento 001) e à Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT, Processo nº59/300.048/2015) pelo apoio aos projetos desenvolvidos pelo nosso grupo de pesquisa “Estudos Integrados em Biodiversidade do Cerrado e Pantanal”.

REFERÊNCIAS

ANA. **Strategic action program of the integrated Management of the Pantanal and the upper Paraguay River Basin**. Final Report. Brasília. 2005.

AOKI, C.; GOMES, M.D.; SAVALA, L.S.; GREGÓRIO, G.C.; MASSARANDUBA, V. Fenologia reprodutiva de pitanga (*Eugenia pitanga*) no Pantanal. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 2, p. 1-7, 2018.

BOFF, S.; LUZ, C.F.P.; ARAUJO, A.C.; POTT, A. Pollen analysis reveals plants foraged by africanized honeybees in the Southern Pantanal, Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 40, n. 1, p. 47-54, 2011.

BUENO, N.R.; CASTILHO, R.O.; COSTA, R.B.; POTT, A.; POTT, V.J.; SHEIDT, G.N.; BATISTA, M.S. Medicinal plants used by the Kaiowá and Guarani indigenous populations in the Caarapó Reserve, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Acta Botanica Brasilica** v. 19, n. 1, p.39-44, 2005.

CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). 2014. **Lista das aves do Brasil**. Disponível em <http://www.cbro.org.br>

- CORDEIRO, G.D. **Fenologia reprodutiva, polinização e voláteis florais do Cambuci (*Camponesia phaea* (O. Berg) Landrum 1984 – Myrtaceae)**. Tese de doutorado. USP. São Paulo. 2015, 89p.
- DEVELEY, P.F. Métodos para estudos com aves. In: CULLEN JUNIOR, L. et al. (orgs.), **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. UFPR, pp. 153–168, 2003.
- DINIZ, M.E.R.; BUSCHINI, M.L.T. Diversity of flower visiting bees of *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) in fragments of Atlantic Forest in South Brazil. **Sociobiology**, v. 63, n. 3, p. 982-990, 2016.
- EATON, D.P.; KEUROGHLIAN, A.; SANTOS, M.C.A.; DESBIEZ, A.L.J.; SADA D.W. Citizen scientists help unravel the nature of cattle impacts on native mammals and birds visiting fruiting trees in Brazil's southern Pantanal. **Biological Conservation**, v. 208, p. 29-39, 2016.
- FITZPATRICK, J.W. 1980. Foraging behavior of neotropical tyrant flycatchers. *Condor*, v. 82, p. 43-57, 1980.
- FREITAS, T.G.; SOUZA, C.S.; AOKI, C.; ARAKAKI, L.M.M.; STEFANELLO, T.H.; SARTORI, A.L.B.; SIGRIST, M.R. Flora of Brazilian humid Chaco: Composition and reproductive phenology. **Check List**, v. 9, n. 5, p. 973-979, 2013.
- GOULSON, D. Effects of introduction bees on native ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 1-26, 2003.
- GRESSLER, E. **Floração e frutificação de myrtaceae de Floresta atlântica: limitações ecológicas e filogenéticas**. Dissertação de mestrado, UNESP, 2005, 102p.
- GRESSLER, E.; PIZO M.A.; MORELLATO, L.P.C. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, p. 509-530, 2006.
- HÖFLING, E.; CAMARGO, H.F.A. **Aves no Campus**. 3° ed. São Paulo. Ed. da Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências. 2002.
- HOWE, H.F.; ESTABROOK, G.F. On intraspecific competition for avian dispersers in tropical trees. **American Naturalist**, v. 111, n. 981, p. 817-832, 1977.
- HOWE, H.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 13, p. 201–228, 1982.
- JAYASEKARA, P.; WEERASINGH, U.R.; WIJESUNDARA, S.; TAKATSUK, S. Identifying diurnal and nocturnal frugivores in the terrestrial and arboreal layers of a tropical rain forest in Sri Lanka. **Ecotropica**, v. 13, p. 7-15, 2007.
- LIETH, H. 1974. Introduction to phenology and modelling of seasonality. In: **Phenology and seasonality modelling** (H. Lieth, ed.). Springer-Verlag, Berlim, p. 3-19.
- MACARTHUR, R.H.; PIANKA, E.R. On optimal use of a patchy environment. **American Naturalist**, v. 100, p. 603-609, 1966.
- MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Reproductive phenology of climbers in a Southeastern Brazilian Forest. **Biotopica**, v. 28, p. 180-191, 1996.
- NEVES, D.R.M.; DAMASCENO-JUNIOR, G.A. Post-fire phenology in a campo sujo vegetation in the Urucum plateau, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 4, p. 881-888, 2011.
- NEWSTRON, L.E.; FRANKIE, G.W.; BAKER, H.G.; COWELL, R.K. Diversity of long-term flowering patterns. In L.A. MCDADE, K.S. BAWA, H.A. HESPENHEIDE, G.S. HARTSHORN (eds.) **La Selva. Ecology and natural history of a neotropical rain forest**. Chicago: The University Chicago Press, Ltda. 1994, p. 142-160.

O'BRIEN, T.G.; KINNAIRD, M.F. A picture is worth a thousand words: The application of camera trapping to the study of birds. **Bird Conservation International**, v. 18, p. S144-S162, 2008.

PAINI, D.R. Impact of the introduced honey bee (*Apis mellifera*) (Hymenoptera: Apidae) on native bees: a review. *Austral Ecology*, v. 29, p. 399–407, 2004.

PIVATTO, M.A.C.; BERNARDON, G. **Aves do Pantanal**. Aves & Fotos Editora. 2012.

PIZO MA. The seed dispersers and fruit syndromes of Myrtaceae in Brazilian Atlantic forest. In: LEVEY DJ, SILVA WR & GALETTI M. (eds.), **Frugivores and seed dispersers biodiversity and conservation perspectives**. CABI Publishing, Wallingford, p.129-143, 2002.

PIZO, M. A.; GALETTI, M. Métodos e perspectivas do estudo da frugivoria e dispersão de sementes por aves. – In: Accordi, I. et al., **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**. Technical Books, pp. 492 – 504, 2010.

PRASAD, S.; PITTET, A.; SUKUMAR, R. Who really ate the fruit? A novel approach to camera trapping for quantifying frugivory by ruminants. **Ecological Research**, v. 25, p. 225-231, 2010.

POTT, A.; OLIVEIRA, A.K.; DAMASCENO-JUNIOR, G.A.; SILVA, J.S.V. Plant diversity of the Pantanal wetland. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 265–273, 2011.

POTT, A.; POTT, VJ. 1994. **Plantas do Pantanal**. Brasília: Embrapa. 320 p.

PROENÇA, C.E.B.; AMORIM, B.S.; ANTONICELLI, M.C.; BÜNGER, M.; BURTON, G.P.; CALDAS DKD, COSTA IR, FARIA JEQ, FERNANDES T, GAEM PH, GIARETTA A, LIMA DF, LOURENÇO ARL, LUCAS EJ, MAZINE FF, MEIRELES LD, OLIVEIRA MIU, PIZZARDO RC, ROSA PO, SANTANA KC, SANTOS LLD, SANTOS MF, SOUZA MC, SOUZA MAD, STADNIK A, STAGGEMEIER VG, TULER AC, VALDEMARIN KS, VASCONCELOS TNC, VIEIRA FCS, WALTER BMT, SOBRAL M (2020) Myrtaceae. In: **Flora do Brasil 2020**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB171>>. Acesso em 27 September 2020.

PROENÇA, C.E.B.; SOARES-SILVA, L.H.; VILLARROEL, D.; GOMES-BEZERRA, K.M.; ROSA, P.O.; FARIA, J.E.Q.; SOBRAL, M. Flora do Mato Grosso do Sul: Myrtaceae. **Iheringia**, Série Botânica, v.73, n. supl., p. 277-282, 2018.

PROENÇA, C.E.B.; GIBBS, P.E. Reproductive biology of eight sympatric Myrtaceae from Central Brasil. **New Phytologist**, v. 126, p. 343-354, 1994.

ROHLI, R. V.; VEJA, A. J. **Climatology**. Jones and Bartlett Learning, 2008.

SEELEY, T.D. **Honeybee ecology: a study of adaptation in social life**. Princeton University Press, Princeton 201pp., 1984.

SINGH, V.K., SINGH, P., KARMAKAR, M.; LETA, J.; MAYR, P. The journal coverage of Web of Science, Scopus and Dimensions: A comparative analysis. **Scientometrics**, v. 126, p. 5113–5142, 2021.

SICK H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira 862, 1997.

SIGRIST, T. Guia de campo: aves do Brasil oriental. São Paulo, Brasil: Avis Brasilis. 2007.

SILVA, A.L.G.; PINHEIRO, M.C.B. Biologia floral e da polinização de quatro espécies de *Eugenia* L. (Myrtaceae) **Acta Botanica Brasiliensis**, v. 21, p. 235-247, 2007.

SIQUEIRA, K.M.M.; KIILL, L.H.P.; MARTINS, C.F.; SILVA, L.T. Ecologia da polinização de *Psidium guajava* L. (Myrtaceae): riqueza, frequência e horário de atividades de visitantes florais em um sistema agrícola. **Magistra**, v. 24, p. 150-157, 2012.

- SMITH-RAMIREZ, C.; ARMESTO, J. J.; FIGUEROA, J. 1998. Flowering, fruiting and seed germination in Chilean rain forest Myrtaceae – ecological and phylogenetic constraints. **Plant Ecology**, v. 136, n. 2, p. 119-131, 1998.
- SOAVE, G.E.; DARRIEU, C. A.; ARIBALZAGA, M.E.; CAMPERI, A.R.; LUCÍA, L.; WILLIAMS, J.; JUAREZ, M. Dieta del Pirincho (*Guirã guirã*) en el nordeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Cuculiformes: Cuculidae). **Revista de Biología Tropical**, v. 56, n. 4, p. 1883-1892, 2008.
- SOBRAL, M.; FARIA, J.E.Q.; COUTINHO, K. Five new Brazilian species of *Eugenia* (Myrtaceae). **Phytotaxa**, v. 347, n. 1, p. 059–070, 2018.
- SOUZA, D. **All the birds of Brazil: An Identification guide**. Feira de Santana, Dall, 356p, 2002.
- SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II**. Instituto Plantarum, Nova Odesa, São Paulo. 2005, 640 pp.
- SOUZA, C. S.; AOKI, C.; ALCANTARA, D. M. C.; LAROCA, S.; SAZIMA, M.; POTT, A.; SIGRIST, M. R. S. Diurnal anthophilous fauna in Brazilian Chaco vegetation: Phenology and interaction with flora. **Brazilian Journal of Botany**, v. 4, p. 1–11, 2017.
- SOUZA, C.S.; MARUYAMA, P.K.; SANTOS, K.C.B.S.; VARASSIN, I.G.; GROSS, C.L.; ARAUJO, A.C. Plant-centred sampling estimates higher beta diversity of interactions than pollinator-based sampling across habitats. **New Phytologist**, v. 230, n. 6, p. 2501–2512, 2021.
- THORNHILL, A.H.; HO, S.Y.W., KÜLHEIM, C.; CRISP, M.D. Interpreting the modern distribution of Myrtaceae using a dated molecular phylogeny. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 93, p. 29-43, 2015.
- TRAVERSE, A.; RICHARDSON, D. M. Biological invasions as disruptors of plant-animal reproductive mutualisms. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, p. 208-216, 2006.
- ZHU, J.; LIU, W. A tale of two databases: the use of Web of Science and Scopus in academic papers, **Scientometrics, Springer; Akadémiai Kiadó**, v. 123, n.1, p. 321-335, 2020.

ESPÉCIES EXÓTICAS NO PANTANAL: ESTUDO DE CASO DE *PANICUM REPENS* (POACEAE) E SUA GERMINAÇÃO EM DIFERENTES TAXAS DE INUNDAÇÃO

ANA CAROLINA PEREIRA FERREIRA

Bióloga mestranda em Recursos Naturais,
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul,
Campo Grande, MS
anacarolina2409@hotmail.com

CAMILA AOKI

Doutora em Ecologia e Conservação,
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul,
Aquidauana, MS

RESUMO: No Pantanal, a inundação é um evento previsível que promove alterações na estrutura e composição florística. A duração e intensidade da cheia no Pantanal variam entre diferentes ambientes e é importante entender como esse filtro ambiental atua no estabelecimento de espécies invasoras, uma vez que esse é um passo fundamental para o sucesso na invasão. *Panicum repens* é uma gramínea exótica invasora que apresenta elevado valor de importância fitossociológica em algumas áreas do Pantanal. O presente estudo teve como objetivo verificar se as taxas de germinação de sementes de *P. repens* variam em função da duração das cheias, através de experimento controlado. A espécie apresentou taxa de germinação reduzida sob inundação, mas foram capazes de sobreviver a esse estresse, mesmo com inundação mais longa (3 meses). No Pantanal esse tipo de adaptação tem especial importância, uma vez que as plantas dispõem de um espaço de tempo limitado para germinar e fixar suas raízes no solo, antes da próxima inundação. Embora mais estudos relacionados ao estabelecimento de plântulas sejam necessários, os resultados encontrados no presente estudo indicam que *P. repens* é uma espécie eficiente na colonização de ambientes expostos a inun-

dações prolongadas, podendo ampliar sua área de distribuição no Pantanal.

Palavras-chave: Alagamento; Áreas úmidas; Espécie invasora; Grama-torpedo, Pulso de Inundação.

ABSTRACT: In the Pantanal, flooding is a predictable event that promotes changes in floristic structure and composition. The duration and intensity of the flood in the Pantanal vary between different environments and it is important to understand how this environmental filter works in the establishment of invasive species, as this is a fundamental step for the success in the invasion. *Panicum repens* is an invasive exotic grass that presents high value of phytosociological importance in some areas of the Pantanal. The present study had as objective to verify if the germination rates of *P. repens* seeds vary in function of floods duration, through a controlled experiment. The species presented a rate of germination reduced under flooding, but were able to survive this stress even with longer flood (3 months). In Pantanal this type of adaptation is special importance, since plants have a limited time to germinate and fix its roots in the ground, before the next flood. Although more studies related to establishment of seedlings are necessary, the results found in the present study indicate that *P. repens* is an efficient species in colonizing environments exposed to prolonged flooding, which may expand its distribution area in the Pantanal.

Keywords: Flooding; Wetlands; Invasive species; Torpedo grass; Flood pulse.

INTRODUÇÃO

Há um número considerável de espécies exóticas em ambientes naturais do Pantanal, essa introdução ocorreu de forma deliberada ou acidental e pode causar alterações das comunidades ecológicas naturais do Pantanal (ALHO, 2011; ALHO et al., 2019). Ambientes úmidos ou alagados proporcionam condições ecológicas favoráveis à proliferação de diversas plantas daninhas, em razão do excesso de nutrientes causado pela eutrofização e sedimentação de partículas minerais e orgânicas, depositadas em função da erosão de áreas agrícolas mal manejadas e escoamentos de esgotos (CARBONARI et al., 2004).

Apesar disso, plantas exóticas no Pantanal geralmente estão restritas a áreas muito alteradas, como por exemplo, beiras de estradas (POTT; POTT, 1999). Segundo Pott e Pott (2009) invasoras pantropicais podem aumentar em distribuição em anos mais secos no Pantanal. Deste modo, as cheias podem atuar como reguladores no processo de invasão. No Pantanal, a inundação é um evento previsível que promove alterações na estrutura e composição florística (POTT; SILVA, 2015), em virtude da intensidade e duração do hidroperíodo (SCHESSL, 1999), da variação topográfica (BAO et al., 2014), do relevo e dos diferentes tipos de solo (POTT; SILVA, 2015). As plantas nativas terrestres (SCARANO, 1998), anfíbias e aquáticas (POTT; POTT, 2004) apresentam estratégias para sobreviver nos períodos de inundação e a determinação dessas estratégias são influenciadas pela duração, intensidade e frequência dos ciclos de inundação. Assim, a distribuição das espécies e estrutura das comunidades de plantas devem variar de acordo com os padrões de inundação (WITTMANN; JUNK, 2003), os quais funcionariam como filtros ambientais.

Raramente as plantas exóticas constituem-se em invasoras capazes de predominar sobre plantas nativas de ambientes naturais alagáveis no Pantanal, podendo-se citar *Urochloa subquadrifera* (Trin.) R.D.Webster (em áreas argilosas) e *Panicum repens* L. (em áreas arenosas) (Pott & Pott 2004). Esta última é popularmente conhecida como grama-torpedo, uma planta invasora oriunda da África e Ásia, encontrada em áreas ruderais, marginais ou modificadas, tanto urbanas, como rurais, sendo de difícil erradicação (TOSATI; SCHEFFER-BASSO, 2007). No Brasil, há registro dela na Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e Pantanal (FLORA DO BRASIL, 2020). No Pantanal, já constitui espécie predominante em algumas áreas (GOMES; AOKI, 2015). Apesar disso não há, ao nosso conhecimento, estudos que visem compreender o efeito da inundação sobre o estabelecimento de *P. repens* e, consequentemente, sobre o seu potencial de invasão.

Considerando que a duração e intensidade da cheia no Pantanal variam entre diferentes ambientes, é importante entender como esse filtro ambiental atua sobre o estabelecimento dessas espécies invasoras, uma vez que esse é um passo fundamental e crítico para o sucesso no processo de invasão. O recrutamento em ambientes com eventos extremos sazonais, ao longo do tempo promovem estratégias adaptativas individuais na germinação e colonização de cada espécie (BASKIN; BASKIN, 2014). Compreender a relação

dos processos ecológicos com as flutuações hidrológicas decorrentes dos ciclos sazonais ocorrentes no Pantanal ainda se constitui um desafio. Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo verificar se as taxas de germinação de sementes de *P. repens* variam em função da duração das cheias, através de experimento controlado.

METODOLOGIA

O Pantanal é uma das maiores planícies sujeitas a inundações periódicas do globo. Situado na região central da América do Sul, este bioma cobre 140.000 km² no centro-oeste do Brasil entre 16° e 22° S e 55° e 58° O (BRASIL, 1997). Uma área adicional de aproximadamente 20% continua na Bolívia e no Paraguai. As principais feições fitoecológicas presentes são compostas pela savana arborizada, savana florestada, savana gramíneo-lenhosa, pastagem e floresta estacional semidecidual aluvial (BRASIL, 2010). O clima apresenta sazonalidade bem definida, temperatura média de cerca de 25°C e precipitação média anual de cerca de 1.400 mm, variando entre 800 e 1.600 mm (ANA, 2005). O período de chuvas, que vai de outubro a abril (ROHLI; VEGA, 2008) concentra cerca de 70 a 80% da média pluviométrica anual.

Sementes de *P. repens* foram coletadas manualmente no Parque Natural Municipal da Lagoa Comprida (20°27'44"S, 55°46'26"O) em novembro de 2018, desinfetadas por imersão em solução aquosa de hipoclorito de sódio comercial 1% por dois minutos (MARQUES; JOLY, 2000) e lavadas em água destilada. Este procedimento foi repetido quando observamos fungos nos experimentos. Nenhum procedimento foi adotado para superar a dormência das sementes, uma vez que alteraria as características naturais do tegumento das sementes, o que poderia alterar sua tolerância à submersão. Essas sementes foram submetidas a condições experimentais de duração de inundação em recipientes plásticos de 250ml, preenchidos com água destilada. O recipiente foi preenchido até formar uma coluna de água de 5 cm. Os experimentos de germinação foram realizados sob condições naturais de temperatura e luminosidade. Quatro tratamentos de inundação foram testados (i) sem inundação (sementes colocadas para germinação imediatamente após a coleta), (ii) um mês, (iii) dois meses e (iv) três meses. Dez sementes foram colocadas em cada recipiente, e cada tratamento contou com três réplicas, totalizando 30 sementes em cada tratamento. Após o período de inundação, as sementes foram colocadas em placas de Petri, com papel filtro no fundo, sendo umedecidas a cada dois dias. Consideramos germinação como a emergência da radícula através da testa da semente. A germinação durante a simulação de inundação e pós inundação foi contabilizada a cada dois dias. Sendo o experimento pós-inundação conduzido até 90 dias. A germinação de cada tratamento foi apresentada graficamente, a fim de comparar os tratamentos utilizados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A espécie apresentou taxa de germinação variando de 10 a 20%, esse é um percentual baixo, mas semelhante à de outras espécies de Poaceae e pode estar relacionado à mecanismos de dormência. As sementes de *Paspalum notatum*, por exemplo, apresentam um tipo de dormência classificada como estrutural que se caracteriza pela impermeabilidade do pericarpo a trocas gasosas do interior da semente com o meio exterior, embora estas sementes sejam capazes de absorver água o suficiente para germinar (ANDRADE; VAUGHAN, 1980).

A submersão da semente diminuiu a taxa de germinação (Figura 1), mas não há diferença significativa nas taxas de germinação entre os diferentes tratamentos de inundação (1-3 meses). Muitas espécies de zonas úmidas, geralmente anuais, produzem bancos de sementes persistentes com um grande número de sementes com alta longevidade (MIDDLETON, 2003). A longa persistência dessas sementes no solo é essencial para a manutenção da biodiversidade dessas comunidades durante eventos extremos, mantendo-se viável no banco de sementes até condições adequadas para o retorno da germinação (BOSSUYT; HONNAY, 2008) (Figura 2).

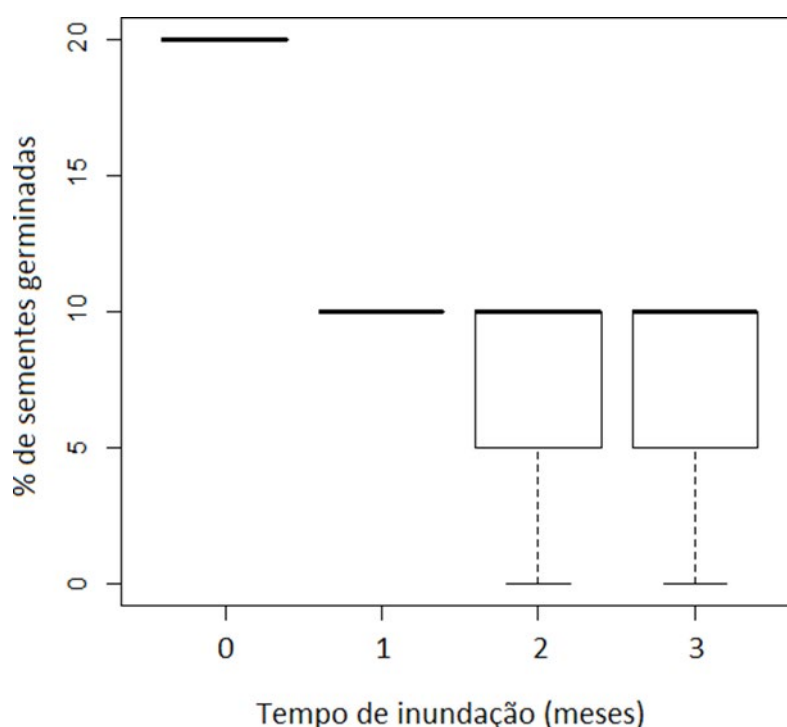


Figura 1. Taxa de germinação de sementes de *Panicum repens* sob diferentes períodos de inundação

Deste modo, a inundação não atuaria como um filtro ambiental para *P. repens*. Filtros ambientais são barreiras que regulam como as espécies estão distribuídas na comunidade envolvendo aspectos ecológicos, evolucionários e biogeográficos (LEIBOLD et al., 2004).

Os filtros ambientais podem selecionar espécies que apresentam traços biológicos similares em relação à ocupação dos ambientes (LEBRIJA-TREJOS et al., 2010). Isto é válido para espécies consideradas invasoras, sendo que as mesmas devem ultrapassar as barreiras ou filtros ambientais, naturais ou artificiais, para que o processo de invasão se complete (VITULE; PRODOCIMO, 2012). Se alguma dessas barreiras for eficiente para impedir que a espécie sobreviva, reproduza ou consiga se dispersar, o processo de invasão é interrompido (VITULE; PRODOCIMO, 2012).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A capacidade de sobreviver à inundação constitui uma adaptação de especial importância no Pantanal, uma vez que as plantas dispõem de um espaço de tempo limitado para germinar e fixar suas raízes no solo, antes da próxima inundação. Embora estudos relacionados ao estabelecimento de plântulas sejam necessários, os resultados encontrados no presente estudo indicam que *P. repens* é uma espécie eficiente na colonização de ambientes expostos a inundações de até três meses, podendo ampliar sua área de distribuição por várias regiões do Pantanal. Considerando que há áreas no Pantanal em que as inundações podem durar até seis meses (GONÇALVES et al., 2011), complementações a esse estudo são oportunos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS/MEC – Brasil e à Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT - Processo nº59/300.048/2015) pelo apoio aos projetos desenvolvidos pelo grupo de pesquisa “Estudos Integrados em Biodiversidade do Cerrado e Pantanal”.

REFERÊNCIAS

- ALHO, C.J.R. Biodiversity of the Pantanal: Its magnitude, human occupation, environmental threats and challenges for conservation. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 229-232. 2011.
- ALHO, C.J.R.; MAMEDE, S.B.; BENITES, M.; ANDRADE, B.S.; SEPÚLVEDA, J.J.O. Threats to the biodiversity of the Brazilian Pantanal due to land use and occupation. **Ambiente & Sociedade**, vol. 22, 22:e01891, 2019.

ANA. **Strategic action program of the integrated Management of the Pantanal and the upper Paraguay River Basin** – Final Report. Brasília. 2005.

ANDRADE, R.V.; VAUGHAN, C.E. Avaliação de sementes firmes em pensacola bahia e milho. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 2, p. 57-66, 1980.

BAO, F.; POTT, A.; FERREIRA, F.A.; ARRUDA, R. Soil seed bank of floodable native and cultivated grassland in the Pantanal wetland: effects of flood gradient, season and species invasion. **Brazilian Journal of Botany**, v. 37, p. 239-250, 2014.

BASKIN, J.M.; BASKIN, C.C. **Seeds**. Academic Press, San Diego, California, USA. 1600p. 2014.

BOSSUYT, B.; HONNAY, O. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, p. 875-884, 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai, PCBAP**. PNMA, Brasília, Brasil, 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Projeto de monitoramento do desmatamento dos biomas brasileiros por satélite. Monitoramento do bioma Pantanal**. Brasília, DF, 30 p. 2010. Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/pantanal/RELATORIO_PANTANAL_2008_PM-DBBS.pdf>.

CARBONARI, C.A.; MARTINS, D.; TERRA, M.A.; MARCHI S.R. Controle químico de *Panicum repens* e *Paspalum repens*. **Planta Daninha**, v. 22, n. 3, p. 453-460, 2004.

FLORA DO BRASIL, 2020. **Poaceae**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB13401>>. Acesso em: 12 dez. 2021

GOMES, A.C.; AOKI, C. 2015. Efeito da sazonalidade hídrica sobre a fitossociologia de macrófitas aquáticas em uma lagoa no Pantanal, Brasil. **Revista de Biologia Neotropical**, v.12, p. 1-7.

GONÇALVES, H. C.; MERCANTE, M. A.; SANTOS, E. T. Hydrological cycle. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1 Suppl 1, p. 241–53, 2011.

LEIBOLD, M.A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J.M.; HOOPES, M.F.; GONZALEZ, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, n. 7, p. 601–613, 2004.

LEBRIJA-TREJOS, E.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; MEAVE, J.A.; BONGERS, F.; POORTER, L. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species rich tropical system. **Ecology**, v. 91, n. 2, p. 386–98, 2010.

MARQUES, M.C.M.; JOLY, C.A. Germinação e crescimento de *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae), uma espécie típica de florestas inundadas. **Acta Botanica Brasilica**, v. 14, p.113-120, 2000.

MIDDLETON, B.A. Bancos de sementes no solo e a potencial restauração de áreas úmidas florestadas após o cultivo. **Journal Applied Ecology**, v. 40, p. 1025-1034, 2003.

POTT, A.; POTT, V.J. Flora do Pantanal, listagem atual de Fanerógamas. In: **Anais II Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal**, 1996. Corumbá, Embrapa, pp. 297-325, 1999.

POTT, A.; POTT, V.J. 2004. Features and conservation of the Brazilian Pantanal wetland. **Wetlands Ecology and Management**, v. 12, p. 547-522, 2004.

POTT, A.; SILVA, J.S.V. Terrestrial and aquatic vegetation diversity of the Pantanal wetland. In: Berger I. & Assine M.L. (eds.) **Dynamics of the Pantanal Wetland in South America**. The Handbook of Environmental Chemistry, v. 37, p. 111-131, 2015.

POTT, A.; POTT, V.J. Vegetação do Pantanal: fitogeografia e dinâmica. **Anais 2º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**, Corumbá, 7-11 novembro 2009, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p.1065-1076, 2009.

ROHLI, R.V.; VEGA, A.J. **Climatology**. Jones and Bartlett: Boston. 474 pp, 2008.

SCARANO, F.R. A comparison of dispersal germination and establishment of wood plants subjected to distinct floodings regimes in Brazil floodprone forests and estuarine vegetation. Pp. 177-194. In: F. R. Scarano & A. C. Franco (Eds.) **Ecophysiological strategies of xerophytic and amphibious plants in the neotropics**. Series Oecologia brasiliensis vol. IV. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro. 1998.

SCHESSEL, M. Floristic composition and structure of floodplain vegetation in the Northern Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Phyton**, v. 39, p. 303-336, 1999.

TOSATI, F.C.; SCHEFFER-BASSO, S.M. Aspectos morfofisiológicos e bromatológicos do capim-torpedo (*Panicum repens* L., Poaceae). **Biotemas**, v. 20, n. 3, p. 7-14, 2007.

VITULE, J.R.S.; PRODOCIMO, V. Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. **Estudos de Biologia: Ambiente e Diversidade**, v. 34, n. 83, p. 225-237, 2012.

WITTMANN, F.; JUNK, W.J. Sapling communities in Amazonian white-water forests. **Journal of Biogeography**, v. 30, p. 1533-1544, 2003.

