

PPG- ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
Universidade do Estado de Mato Grosso

ECOLOGIA de CAMPO 2019

Fabiano Corrêa
Eddie Lenza de Oliveira
Simone Matias Reis
Daielle Carrijo

UNEMAT
Universidade do Estado de Mato Grosso
Carlos Alberto Reyes Maldonado


EDITORA
UNEMAT


Ecologia e Conservação
MESTRADO E DOUTORADO - UNEMAT

FABIANO CORRÊA
EDDIE LENZA DE OLIVEIRA
SIMONE MATIAS REIS
DAIELLE CARRIJO
Organizadores

ECOLOGIA DE CAMPO

UNEMAT
Universidade do Estado de Mato Grosso
Carlos Alberto Reyes Maldonado


EDITORA
U N E M A T

Cáceres - MT
2021

PRODUÇÃO EDITORIAL
EDITORA UNEMAT 2021

Copyright dos autores, 2021.

A reprodução não autorizada desta publicação, por qualquer meio, seja total ou parcial, constitui violação da Lei nº 9.610/98.

Editora: Maria José Landivar de Figueiredo Barbosa

Capa: Faniano Corrêa

Foto da capa: Ribeirão Antártico, Rancho Vale do Sol

Capa final: Potira Manoela de Moraes

Diagramação: Potira Manoela de Moraes

C824e Corrêa, Fabiano.


Ecologia de Campo: 2019 / Fabiano Corrêa, Eddie Lenza de Oliveira, Simone Matias Reis e Daielle Carrijo (orgs.). – Cáceres, Editora UNEMAT, 2021.
170 p.; Il.

ISBN 978-65-86866-48-3

1. Biodiversidade. 2. Cerrado - Brasil. 3. Região Neotropical. 4. Ecologia. I. Oliveira, E. L. de(org.). II. Reis, S. M. (org.). III. Carrijo, D. (org.). IV. Título. V. Título. V. Título: 2019.

CDU 502/504 (213.54)

Ficha catalográfica elaborada pelo bibliotecário Luiz Kenji Umeno Alencar – CRB1 2037.

 <p>UNEMAT Universidade do Estado de Mato Grosso Carlos Alberto Reyes Maldonado</p> <p>Reitor Rodrigo Bruno Zanin</p> <p>Vice-reitora Nilce Maria da Silva</p>	<p>EDITORA UNEMAT</p> <p>Conselho Editorial Presidente Maria José Landivar de Figueiredo Barbosa</p> <p>Conselheiros Ana Maria de Lima • Carla Monteiro de Souza • Célia Regina Araújo Soares Lopes • Denise da Costa Boamorte Cortela • Fabiano Rodrigues de Melo • Ivete Cevallos • Judite de Azevedo do Carmo • Jussara de Araújo Gonçalves • Maria Aparecida Pereira Pierangeli • Milena Borges de Moraes • Teldo Anderson da Silva Pereira • Wagner Martins Santana Sampaio</p> <p>Suplentes André Luiz Nonato Ferraz • Graciela Constantino • João Aguilar Massaroto • Karina Nonato Mocheuti • Maria Cristina Martins de Figueiredo Bacovis • Nilce Maria da Silva • Ricardo Keich Umetsu • Sérgio Santos Silva Filho</p> <p>Av. Tancredo Neves, 1095 – Cavalhada III – Cáceres-MT – CEP 78217-900 – Fone: (65) 3221-0023 – editora@unemat.br – www.unemat.br</p>
---	--

ORGANIZADORES

Prof. Dr. Fabiano Corrêa (Unemat)

Graduação em Ecologia, Universidade Católica de Pelotas (UCPel)
Especialização em Ecologia Aquática Costeira, Universidade Federal do Rio Grande (FURG)
Mestrado em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais (FURG)
Doutorado em Ciências, Universidade Federal de Pelotas (UFPel)
E-mail: correafecologia@yahoo.com.br

Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira (Unemat)

Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Uberlândia (UFU)
Especialização em Ecologia, Universidade de Brasília (UnB)
Mestrado em Ecologia (UnB)
Doutorado em Ecologia (UnB)
E-mail: eddielenza@yahoo.com.br

Prof. Dra. Simone Matias Reis (Universidade de Oxford/Unemat)

Graduação em Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Mato Grosso (Unemat)
Mestrado em Ecologia e Conservação (Unemat)
Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia (Unemat)
E-mail: simonematiasreis@gmail.com

MSc. Daielle Carrijo (Unemat)

Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás (UFG)
Mestrado em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso (Unemat)
Doutorado em andamento em Ecologia e Conservação (Unemat)
E-mail: daielecarrijo@hotmail.com

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

Universidade do Estado de Mato Grosso (Unemat)

ECOLOGIA DE CAMPO 2019

APRESENTAÇÃO

Ecologia de Campo

A disciplina Ecologia de Campo (*EcoCampo*), do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, da Universidade do Estado de Mato Grosso - Unemat, *campus* Nova Xavantina (PPGEC-NX), é ofertada anualmente desde 2008 e coordenada pelo Professor Dr. Eddie Lenza de Oliveira. O principal objetivo da *EcoCampo* é capacitar mestrandos e doutorandos, na elaboração de questões teóricas em ecologia, coletas e análise de dados, elaboração de relatórios, apresentação e discussão dos resultados no formato de seminários. Ao longo de 12 anos, a disciplina contou com a colaboração de todos os docentes permanentes do PPGEC-NX que orientaram as atividades teórico-práticas. A partir do ano de 2009, a disciplina foi coordenada em parceria com o Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade de Brasília (UnB), e a partir de 2015 com o Programa de Pós-graduação em Biodiversidade, Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Tocantins (UFT). A *EcoCampo* contou ainda com a colaboração de professores e pesquisadores de outras instituições nacionais (IPAM, UFG, UCB, EMBRAPA) e internacionais (CONICET – Argentina; WHRC/Massachusetts, GW/Washington, UC/Santa Cruz, UT/Austin, OU/Ohio, AU/Alabama, UM/Michigan – Estados Unidos) e de discentes de Programas de Pós-Graduação de outras Universidades do país (UnB, UFMT, UFT, UFG). Como produto das atividades anteriores da *EcoCampo*, já foram publicados resumos em congressos regionais e nacionais, assim como artigos científicos em revistas nacionais indexadas. Todo o treinamento teórico e prático oferecido aos discentes durante a *EcoCampo*, permite o desenvolvimento das suas habilidades nas diferentes etapas acadêmicas necessárias à formação de um profissional mais completo, com vistas para a interdisciplinaridade e para conservação dos ambientes, das espécies e dos recursos naturais. É com grande satisfação que apresentamos esse E-Book, uma novidade da edição de 2019 da *EcoCampo*, que foi elaborado de forma simples e didática. Desejamos à todos uma boa leitura.

Coordenadores

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

A Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), desde a sua criação em 1990, vem contribuindo de modo efetivo para a interiorização da educação superior, formação de recursos humanos qualificados e geração de tecnologias para beneficiar o desenvolvimento econômico e social, além da conservação dos recursos naturais e da biodiversidade do estado. Atualmente, a UNEMAT conta com mais de 23 mil alunos em 13 *campi* amplamente distribuídos no interior de Mato Grosso. O *campus* de Nova Xavantina, desde a sua criação em 1992, conta com um corpo docente de perfil acadêmico diversificado e atuante e possui quatro cursos regulares de graduação (Ciências Biológicas, Agronomia, Engenharia Civil e Turismo) e dois cursos (mestrado e doutorado) no Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação (PPGEC).

O PPGEC iniciou suas atividades em 2008 e está estrategicamente posicionado na transição entre os dois maiores biomas brasileiros, a Amazônia e o Cerrado, em uma região que desperta grande interesse de pesquisadores da área de ecologia, conservação e mudanças ambientais. Além disso, é o único programa de pós-graduação do Brasil localizado dentro de uma Unidade de Conservação (UC), o Parque Municipal do Bacaba. Para um programa na área de Biodiversidade, este é um grande privilégio, especialmente por permitir acesso rápido à diversas áreas de estudo e contribuir para uma melhora significativa da viabilidade de pesquisas de longo prazo com base na UC. A sede do PPGEC está localizada na cidade de Nova Xavantina, que além de estar inserida na história como palco da famosa expedição científica Xavantina-Cachimbo, realizada entre 1967 e 1970, é hoje a menor cidade do Brasil (e talvez do mundo) a ter um curso de doutorado. É provável que, em 1967, os cientistas europeus e brasileiros da equipe da Expedição jamais imaginariam a possibilidade da existência de um curso de doutorado em Nova Xavantina 50 anos depois.

Além de já ter titulado 118 mestres e doutores, o PPGEC conta hoje com sólidas parcerias com universidades e instituições de pesquisa do Brasil e do exterior, principalmente dos Estados Unidos e da Inglaterra. Conta ainda com docentes e discentes extremamente entusiasmados e dedicados aos estudos na área de Ecologia e Conservação, visando alcançar metas e objetivos de relevante interesse, especialmente aqueles voltados à região sul-Amazônica, ao Cerrado e aos povos que ali vivem. Projetos e parcerias têm gerado produtos de divulgação científica de ponta, abordando temas de interesse regional, nacional e internacional, envolvendo a caracterização e a dinâmica dos ecossistemas regionais e dos impactos das mudanças no uso da terra sobre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos. A elevada e qualificada produção acadêmica dos docentes, discentes e egressos do PPGEC sempre foi um ponto de destaque, bem como o fato de que quase 95% dos egressos do PPGEC estão fixados em institutos de pesquisa, escolas ou universidades da Amazônia Legal. Hoje não temos dúvidas de que a interiorização da pós-graduação é uma medida absolutamente essencial para o desenvolvimento socioeconômico e ambiental do Brasil, pois promove o crescimento econômico e democratiza o acesso de todos os brasileiros ao ensino qualificado.

Prof. Dr^a. Beatriz Schwantes Marimon
Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação
Universidade do Estado de Mato Grosso



PARTICIPANTES DA DISCIPLINA DE ECOLOGIA DE CAMPO 2019

Coordenadores

Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira (PPGEC – Unemat)
Prof. Dr. Fabiano Corrêa (PPGEC – Unemat)
Prof. Dr^a. Simone Matias Reis (PPGEC – Unemat)
Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli (UnB)

Professores(a) - orientadores

Prof. Dr^a. Beatriz Schwantes Marimon (PPGEC – Unemat)
Prof. Dr. Divino Vicente Silvério (UFRA)
Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira (PPGEC – Unemat)
Prof. Dr. Fabiano Corrêa (PPGEC – Unemat)
Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli (PPGELC - UnB)
Prof. Dr^a. Karina Cassia Faria (Unemat)
Prof. Dr. Paulo Sérgio Morandi (PPGEC – Unemat)
Prof. Dr. Ricardo Firmino de Sousa (Unemat)
Prof. Dr^a. Simone Matias Reis (PPGEC – Unemat)
Prof. Dr. Victor Mendes Lipinski (Unemat)
Dr^a. Ana Clara Abadia Rodrigues de Sousa (Unemat)
Dr. Luciano Benedito de Lima (Unemat)
Dr^a. Nubia França da Silva Giehl (Unemat)
Doutoranda Cecília Rodrigues Vieira (Utah State University, USU)

Monitores(a)

MSc. Daielle Carrijo (Unemat)
MSc. Josiene Naves Carrijo (Unemat)

Colaboradores(a)

MSc. Arthur Aires Veríssimo (Unemat)
MSc. Hellen Kezia Silva Almada (Unemat)
MSc. Igor Araújo de Souza (Unemat)
MSc. Leonardo Maracahipes dos Santos (Unemat)
MSc. Lorraine Aparecida Gonçalves Santos (Unemat)
Engenheira Florestal. Aline Cristina Ferragutti

Discientes

Camila Silva Borges
Daniel Ferreira de Oliveira
Geane Rodrigues de Souza
Micael Felipe de Moraes
Taynã Fernandes Nunes

AGÊNCIAS DE FOMENTOS NACIONAIS

Programa Nacional de Cooperação Acadêmica – CAPES – Processo 109/2007. A Transição Cerrado-Floresta Amazônica em Foco: uma Troca de Experiências entre UnB e UNEMAT.

Programa Nacional de Cooperação Acadêmica – CAPES – Processo 88881.068430-2014-01. Ecologia da Transição Cerrado-Floresta Amazônica.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, CAPES, pelas bolsas concedidas ao PPGEC-NX

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelas bolsas concedidas ao PPGEC-NX

E ao projeto de Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PEDL – processo 441244/2016-5, pelos equipamentos e materiais utilizadas nas práticas.

AGÊNCIAS DE FOMENTOS INTERNACIONAIS

Partnerships for Enhanced Engagement in Research (PEER) of United States Agency for International Development (USAID)

SUMÁRIO

1. A TOLERÂNCIA TÉRMICA E OS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DIVERGEM ENTRE ÁRVORES DA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO COM DIFERENTES ESTÁGIOS DE DESENVOLVIMENTO FOLIAR?..... 11

Igor Araújo de Souza, Micael Felipe de Moraes, Daniel Ferreira de Oliveira, Geane Rodrigues de Souza, Beatriz Schwantes Marimon

2. EFEITO DE BORDA SOBRE ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE *ERIOTHECA GRACILIPES* (K. SCHUM.) A. ROBYNS 24

Camila Silva Borges, Daniel Ferreira de Oliveira, Geane Rodrigues de Souza, Micael Felipe de Moraes, Taynã Fernandes Nunes, Simone Matias Reis, Paulo Sérgio Morandi

3. COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM UM GRADIENTE VEGETACIONAL DE CERRADO, LESTE MATO-GROSSENSE 35

Micael Felipe de Moraes, Geane Rodrigues de Souza, Taynã Fernandes Nunes, Ana Clara Abadia, Arthur Aires Veríssimo, Daielle Carrijo

4. INCREMENTO EM DIÂMETRO E CARACTERÍSTICAS DA COPA DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM ÁREAS COM DIFERENTES HISTÓRICOS DE FOGO 49

Daniel Ferreira de Oliveira, Aline Cristina Ferragutti, Camila Silva Borges, Divino Vicente Silvério, Hellen Kezia Silva Almada, Leonardo Maracahipes dos Santos

5. DIVERSIDADE DE INSETOS PREDADORES EM TRÊS DIFERENTES SUBSTRATOS NO CÓRREGO BACABA..... 58

Camila Silva Borges, Micael Felipe de Moraes, Nubia França da Silva Giehl

6. ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES EM TRÊS AMBIENTES NO RIO DAS MORTES, BACIA DO ARAGUAIA-TOCATINS 68

Camila Silva Borges, Daniel Ferreira de Oliveira, Geane Rodrigues de Souza, Micael Felipe de Moraes, Taynã Fernandes Nunes, Luciano Benedito de Lima, Fabiano Corrêa

7. ANUROFAUNA DE UMA MATA DE GALERIA NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA... 82

Geane Rodrigues de Souza, Camila Silva Borges, Daniel Ferreira de Oliveira, Micael Felipe de Moraes, Taynã Fernandes Nunes, Victor Mendes Lipinski, Fabiano Corrêa

8. DIVERSIDADE DE MORCEGOS (MAMMALIA: CHIROPTERA) EM UMA MATA DE GALERIA DO CERRADO MATO-GROSSENSE.....	92
<i>Geane Rodrigues de Souza, Daniel Ferreira de Oliveira, Taynã Fernandes Nunes, Karina Cassia Faria, Ricardo Firmino de Sousa</i>	
9. PLASTICIDADE FENOTÍPICA NOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE <i>ROUPALA MONTANA</i> E <i>EMMOTUM NITENS</i> EM AMBIENTES FLORESTAL E SAVÂNICO	103
<i>Camila Silva Borges, Micael Felipe de Moraes</i>	
10. RELAÇÕES ALOMÉTRICAS DE <i>QUALEA PARVIFLORA</i> (MART.) EM UM GRADIENTE VEGETACIONAL DE CERRADO	117
<i>Micael Felipe de Moraes, Camila Silva Borges</i>	
11. REBROTA PÓS-FOGO DE ESPÉCIES ARBÓREO-ARBUSTIVAS EM CERRADO SENTIDO RESTRITO	133
<i>Daniel Ferreira de Oliveira, Eddie Lenza de Oliveira, Lorryne Aparecida Gonçalves</i>	
12. EFEITOS DO FOGO SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS NO CERRADO EM MATO GROSSO, BRASIL.....	144
<i>Geane Rodrigues de Souza, Fabiano Corrêa</i>	
13 COMPOSIÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM CÓRREGO DE CERRADO MATOGROSSENSE	156
<i>Taynã Fernandes Nunes, Nubia França da Silva Giehl, Fabiano Corrêa</i>	
SOBRE OS ORGANIZADORES	170

1

A TOLERÂNCIA TÉRMICA E OS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DIVERGEM ENTRE ÁRVORES DA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO COM DIFERENTES ESTÁGIOS DE DESENVOLVIMENTO FOLIAR?

Igor Araújo de Souza^{a,*}, Micael Felipe de Moraes^a, Daniel Ferreira de Oliveira^a, Geane Rodrigues de Souza^a, Beatriz Schwantes Marimon^{a,b}

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, Caixa Postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

^bUniversidade do Estado de Mato Grosso, Departamento de Ciências Biológicas, Nova Xavantina, MT, Brasil

Autor correspondente

*E-mail para correspondência: igor.araujo@outlook.com.br

RESUMO

Conhecer os limites térmicos foliares é primordial para prevermos os impactos do aumento da temperatura sob a sobrevivência e a persistência das árvores em climas futuros. Adicionalmente, estudos avaliando a termotolerância de espécies endêmicas do Bioma Cerrado são raros na literatura o que limita o prognóstico dos riscos associados ao aquecimento do planeta. Objetivamos avaliar como os atributos funcionais foliares auxiliam na tolerância térmica e testar se as folhas com diferentes estágios de desenvolvimento foliar diferem na termotolerância de duas espécies da transição Amazônia-Cerrado. Investigamos a tolerância térmica foliar de árvores com folhas jovens e adultas de cerrado típico (*Curatella americana* L.) e cerradão (*Emmotum nitens* (Benth.) Miers), bem como as estratégias de regulação de temperatura das folhas dessas duas espécies. Quantificamos a perda em 50% da função do fotossistema II (PSII) e mensuramos alguns atributos funcionais foliares. A termotolerância variou de 44 a 48 °C entre as espécies, sendo maior para *E. nitens*. As folhas adultas são mais resistentes ao aumento de temperatura induzido do que as folhas jovens, independente da espécie. As folhas jovens e adultas de *E. nitens*, são mais resistentes ao aumento de temperatura quando comparadas com as folhas de *C. americana*. Os atributos foliares variaram entre as espécies, sendo que *C. americana* apresentou maiores valores de espessura e área foliar do que *E. nitens*. Em contrapartida, *E. nitens* apresentou maior comprimento do pecíolo do que *C. americana*. Nossos achados esclarecem como as variações nos atributos funcionais podem favorecer duas espécies distintas com base nas estratégias ecológicas, que podem resultar em mudanças na tolerância térmica das folhas.

Palavras-chave: Estresse térmico, Rendimento quântico máximo do PSII, Termotolerância, Folhas jovens e adultas

1. INTRODUÇÃO

O aquecimento global decorrente das mudanças climáticas tem produzido diversas incertezas acerca das respostas fisiológicas e tolerância térmica das plantas (Araújo & Deminiciis, 2009; Sastry & Barua, 2017; IPCC, 2019). Estudos indicam que o aumento previsto de temperatura poderá comprometer a eficiência fotossintética e o processo evapotranspirativo das plantas,

aumentando o risco de mortalidade de árvores (Zhang et al., 2012; Slot et al., 2016). Isso poderá ocasionar modificações florísticas e estruturais nas comunidades vegetais resultante da extinção local de árvores mais sensíveis (Phillips et al., 2009).

Estudos baseados em modelos climáticos apontam para um aumento médio de 2,5 a 4,7 °C até 2100 na América tropical, onde os eventos climáticos extremos tendem a ser mais frequentes e intensos (Collins et al., 2013). Ondas de calor e períodos prolongados de seca podem agravar o estresse hídrico e térmico das plantas, sobretudo nos trópicos onde os limiares térmicos comprometem a sobrevivência das espécies (Sastry & Barua, 2017). Assim, a exposição prolongada a temperaturas excessivamente altas poderá afetar a aptidão das árvores em diferentes níveis (Aspinwall et al., 2019) e provocar alterações no funcionamento fisiológico (e.g. Peñuelas & Llusà, 2002; Lin et al., 2017). Em temperaturas acima de 35 °C as membranas dos tilacóides sofrem mudanças estruturais (Gounaris et al., 1983, 1984) e a partir de 40 °C o fotossistema II pode ser desativado e a taxa de transporte de elétrons reduzida (Allakhverdiev et al., 2008), o que provoca danos térmicos irreversíveis que podem levar a morte da árvore.

O aumento da frequência, intensidade e duração de eventos climáticos extremos faz com que as árvores necessitem investir em atributos morfoanatômicos que auxiliam na dissipação de calor das folhas, que ajudam a evitar o superaquecimento do mesófilo foliar e a manter a integridade das células (Defraeye et al., 2013; Scheffers et al., 2016). Por exemplo, o alongamento do pecíolo e a presença de tricomas (Dias & Marengo, 2007) e o incremento em massa foliar (Sastry & Barua, 2017) que favorecem a aeração das folhas, refletância da luz e a maior eficiência na dissipação do calor, respectivamente. Esses atributos funcionais favorecem a redução da temperatura foliar quando as folhas estão expostas à luz excessiva (Murata et al., 2007).

Contudo, os estudos já realizados, especialmente nos trópicos, são ainda insuficientes para prever o comportamento das espécies frente ao aquecimento previsto, bem como revelar a relação dos atributos funcionais com a redução da temperatura foliar das espécies (Cunningham & Read, 2006). As folhas da copa de árvores expostas ao sol podem experimentar uma temperatura de 48 °C, que tende a se intensificar quando a condutância estomática é reduzida (Slot et al., 2016). Com isso, as plantas, gradativamente, se aproximam dos seus limites térmicos (Slot & Winter, 2017), resultando em danos irreversíveis ao aparato fotossintético.

Danos térmicos foliares são determinados pela diminuição da razão da fluorescência variável x fluorescência máxima (F_v/F_m), uma medida da eficiência potencial do Fotossistema II, ou PSII (Schreiber & Berry, 1977; Slot et al., 2018), um ótimo indicador do dano fotoinibitório quando as plantas estão sujeitas ao estresse térmico (Björkman & Powles, 1984; Guidi et al., 2019). A relação F_v/F_m indica a resposta da fluorescência da clorofila adaptada ao escuro, uma estimativa do rendimento quântico máximo do PSII. Os valores dessa relação F_v/F_m variam entre 0,75 e 0,85 e são proporcionais ao rendimento quântico da reação fotoquímica (Kitajima & Butler, 1975). Posteriormente, é possível mensurar a redução de 50% da função do PSII (T_{50}) por meio de uma curva sigmóide de quatro parâmetros logísticos a qual é ajustada aos valores de F_v/F_m ao longo do intervalo de temperaturas examinado (Ritz et al., 2015). Diante disso, objetivamos avaliar como alguns atributos funcionais

contribuem para o alívio térmico das folhas de duas espécies do cerrado em diferentes estágios de desenvolvimento foliar. Para elucidar como as árvores são capazes de lidar com as condições climáticas em curso, hipotetizamos que a espécie de ambiente savânico (*Curatella americana* L.) exiba características morfoanatômicas, de resistência à seca, que também a auxiliam na dissipação de calor pelas folhas e a espécie florestal (*Emmotum nitens* (Benth.) Miers), ao contrário, seja mais vulnerável ao aumento de temperatura por não possuir as mesmas características.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos o estudo no Parque Municipal Bacaba (14°43'12,2"S e 57°21'36,7"W), uma unidade de conservação com aproximadamente 500 ha, situada na zona de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia em Nova Xavantina, Mato Grosso. O clima da região é do tipo Aw conforme a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013), com dois períodos bem definidos, um seco (abril a setembro) e um chuvoso (outubro a março). A temperatura média anual da região é de 25 °C e a precipitação total anual de 1500 mm (Marimon et al., 2010).

Caracterização das espécies

Curatella americana L. (Dilleniaceae) ocorre em cerrado típico e apresenta ampla distribuição no Cerrado (Felfili et al., 2002; Dalmolin et al., 2015), possui características anatômicas foliares próprias de espécies heliófilas e xerófilas, tais como epiderme uniestratificada na face abaxial e biestratificada na face adaxial, cutícula em ambas as faces, folhas predominantemente hipoestomáticas, alto investimento em tecido fotossintético com o parênquima paliádico preenchendo 80% do mesófilo isobilateral, dotada de tricomas tectores pluricelulares estrelados em ambas as faces (Ferreira et al., 2015) e folhas com sílica (Amaral et al., 2016).

Emmotum nitens (Benth.) Miers (Icacinaceae) é uma espécie típica de formações florestais, preferencialmente em cerradão, com ampla distribuição (Felfili & Silva-Jr, 1992), pioneira e com grande importância ecológica, sendo utilizada na recuperação de áreas degradadas (Silva, 2018). Apresenta folhas alternas, pecioladas, oblongas, coriáceas, com muitos tricomas na face abaxial, sendo glabras e brilhantes na face adaxial quando adultas (Stefano & Fernández-Concha, 2011).

Estimativa de termotolerância foliar

Para cada espécie, coletamos folhas jovens e adultas inteiramente expandidas, posicionadas na copa, em pleno sol e isentas de qualquer agente patogênico. Acondicionamos as folhas em sacos de papel para conservar a umidade e as transportamos para o laboratório de Ecologia Vegetal do *campus* da UNEMAT de Nova Xavantina. Para mensurarmos a fluorescência da clorofila adaptada ao escuro (F_v/F_m) cortamos para cada folha, imersa em água (Harris & Heber, 1993), dois discos (0,8 cm de raio), evitando sempre a nervura central. Envolvemos cada disco em papel toalha umedecido, colocamos

em um saco plástico vedado e separamos em grupos de três discos por temperatura. Submergimos os sacos plásticos contendo os discos foliares em banho-maria sob diferentes temperaturas (controle ~28, 30, 35, 40, 45, 50 e 60 °C), por 15 minutos. Posteriormente, os discos foliares foram mantidos no escuro por mais 30 minutos antes da medição da fluorescência da clorofila (F_v/F_m) com o aparelho FluorPen FP100 (Photon System Instruments, Czech Republic).

Atributos funcionais

Utilizando 15 folhas frescas adultas, totalmente expandidas e de coloração verde escura e, 15 folhas jovens, parcialmente expandidas e de coloração verde clara de cada espécie, mensuramos a espessura com um micrômetro manual e o comprimento do pecíolo com paquímetro digital. Em seguida, digitalizamos as folhas ainda frescas com o auxílio de um *scanner* (Epson V370 Photo) configurado na resolução de 200 dpi e no formato tif, para assegurar que nenhuma informação fosse perdida. Utilizamos essas imagens para calcular a área foliar de cada folha com o auxílio do software ImageJ versão 1.46r (Ferreira & Rasband, 2012).

Análise de dados

Para estimar a perda de 50% na função do PSII (T_{50}) das espécies entre os diferentes estágios de desenvolvimento foliar (jovem e adulto) empregamos uma curva sigmóide de quatro parâmetros logísticos que foi ajustada aos valores de F_v/F_m ao longo do intervalo de temperaturas examinado, utilizando o pacote R 'drc' (Ritz et al., 2015). O modelo de quatro parâmetros com a menor assíntota definida como zero foi observado para gerar curvas apropriadas. As temperaturas nas quais a redução de F_v/F_m foi de 50% da assíntota superior (T_{50}) foram estimadas a partir destas curvas. Comparamos a eficiência do rendimento quântico máximo do PSII, expresso na relação F_v/F_m , entre as folhas jovens e adultas das duas espécies por meio da análise de variância (ANOVA). Para averiguar as premissas de normalidade e homogeneidade das variâncias, empregamos os testes de ShapiroWilk e Bartlett, respectivamente. Realizamos um teste t (*Student*) para comparar as variações nos atributos foliares de área, espessura e comprimento do pecíolo da folha, e avaliar as diferenças no rendimento quântico máximo do PSII entre as categorias de desenvolvimento foliar das espécies. Realizamos as análises no *software R* (versão 3.5.3) (R Development Core Team, 2019), adotando um nível de significância de 5%.

3. RESULTADOS

Tolerância térmica das folhas

Para as folhas adultas de *C. americana*, crescendo em um cerrado típico, a F_v/F_m variou entre 0,7 e 0,8 na temperatura controle (28 °C) e permaneceu inalterada a 40 °C, diminuiu a 45 °C e foi reduzida a próximo de zero a 50 °C. Nas folhas jovens da mesma espécie as temperaturas do controle permaneceram sem modificações até 30 °C, diminuíram gradativamente entre 32 e 35 °C e foram reduzidas próximo de zero entre 45 e 50 °C (Fig. 1 A e A). Para as folhas adultas de *E. nitens*, crescendo em um cerradão, o rendimento quântico máximo do PSII, expresso na relação F_v/F_m , variou entre

0,6 e 0,7 na temperatura controle (28 °C), mantendo-se inalterado até 40 °C, diminuiu a 45 °C e foi reduzido a próximo de zero a 50 °C. Nas folhas jovens dessa espécie o rendimento permaneceu sem modificações até 34 °C, apresentando um declínio acentuado a 45 °C e foi reduzido à próximo de zero a 50 °C (Fig. 1 C e D).

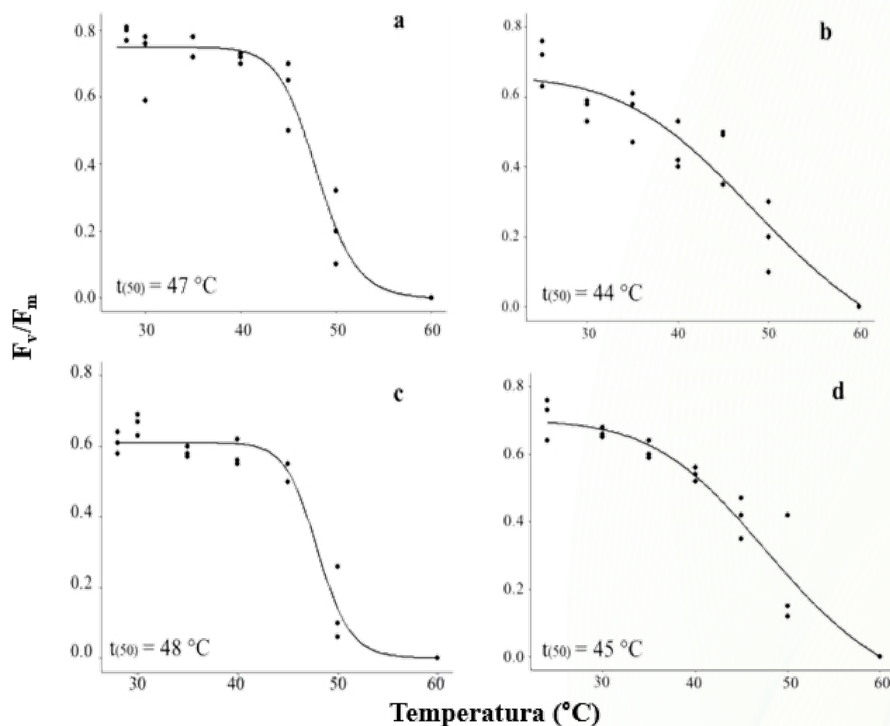


Fig. 1. Rendimento quântico máximo do PSII, expresso na relação F_v/F_m , em função da temperatura, onde: folhas adultas (a) e jovens (b) de *C. americana* e folhas adultas (c) e jovens (d) de *E. nitens*. $T_{(50)}$ representa a perda de 50% da função do PSII.

O modelo projetou um declínio mais acentuado na relação F_v/F_m das folhas jovens expostas a temperaturas entre 30 e 35 °C, e para as folhas adultas a relação F_v/F_m manteve-se inalterada entre 40 e 45 °C (Fig. 1). A tolerância térmica (T_{50}) variou entre as folhas jovens e adultas de cada espécie, sendo que as adultas foram mais resistentes ao aumento de temperatura quando comparadas às jovens [*C. americana*: folhas adultas ($T_{50} = 47$ °C) e folhas jovens ($T_{50} = 44$ °C); *E. nitens*: folhas adultas ($T_{50} = 48$ °C) e folhas jovens ($T_{50} = 45$ °C)]. Ressaltamos que as folhas de *E. nitens*, independente do estágio de desenvolvimento foliar (jovens ou adultas), foram mais resistentes ao aumento de temperatura (Fig. 1 C e D) quando comparadas com as folhas (jovens ou adultas) de *C. americana* (Fig. 1 A e B).

Atributos funcionais

Em geral, os valores de espessura foliar (EF) e o comprimento do pecíolo não diferiram entre os estágios de desenvolvimento foliar (jovem e adulto) de cada árvore (Tabela 1). Por outro lado, a área foliar (AF) de folhas adultas de ambas as espécies apresentou valores maiores em comparação com as folhas jovens (Tabela 1). Os atributos foliares variaram muito entre as espécies, sendo que *C. americana* apresentou os valores de espessura ($0,37 \pm 0,03$) e área foliar ($0,65 \pm 143,50$) maiores em comparação com as folhas de *E. nitens*, independente do estágio da folha (EF: $0,31 \pm 0,03$, AF: 411

$\pm 103,19$, $p < 0,05$). Em contrapartida, *E. nitens* apresentou comprimento do pecíolo ($20,29 \pm 9,11$) maior do que as folhas de *C. americana* ($9,36 \pm 2,16$, $p < 0,05$).

Tabela 1. Comparação dos atributos funcionais foliares de duas espécies de árvores da transição Amazônia-Cerrado. Sendo: Área foliar (AF, cm²), Espessura da folha (EF, mm), Comprimento do pecíolo (CP, mm), Folhas adultas (FA), Folhas jovens (FJ) e Desvio padrão (dp).

Espécies	Atributos funcionais	FA	FJ	<i>p</i>
		média ± dp	média ± dp	
<i>C. americana</i>	AF	829 ± 171,21	470 ± 116,91	0,02
	EF	0,33 ± 0,03	0,34 ± 0,04	0,32
	CP	9,18 ± 5,40	9,35 ± 2,94	0,42
<i>E. nitens</i>	AF	542 ± 76,27	280 ± 130,12	0,04
	EF	0,31 ± 0,03	0,30 ± 0,03	0,51
	CP	19,04 ± 3,2	17,81 ± 6,21	0,20

4. DISCUSSÃO

Nesse estudo, avaliamos, pela primeira vez, a termotolerância de duas árvores tropicais na transição Amazônia-Cerrado com enfoque em diferentes estágios de desenvolvimento foliar. Nossos achados mostraram que as folhas de *C. americana* em cerrado típico são mais hábeis na dissipação de calor da temperatura foliar, quando comparadas com as folhas de *E. nitens* crescendo no cerradão (floresta). Porém, mesmo *C. americana* apresentando estratégias mais eficientes na regulação da temperatura da folha, parece não ser suficiente para manter a estabilidade térmica foliar dentro de faixas funcionais menos críticas, uma vez que as folhas (jovem e adulta) de *C. americana* foram menos resistentes ao aumento de temperatura do que as de *E. nitens*. Isso demonstra que essas espécies apresentam uma variação funcional nos atributos que refletem uma divergência nas estratégias ecológicas.

Variação na tolerância térmica foliar entre espécies e estágios de desenvolvimento

As folhas de *E. nitens* apresentaram valores maiores de tolerância térmica foliar (T_{50}) em comparação com as folhas de *C. americana*, resultado oposto à nossa hipótese, uma vez que esperávamos que as folhas de *C. americana* estariam adaptadas às condições ambientais normalmente observadas em cerrado típico (e.g. alta temperatura e intensa radiação solar). Assim, esperávamos que as folhas de *C. americana* aumentariam os limites térmicos da função foliar (Sastry & Barua, 2017; Zhou et al., 2018). Entretanto, observamos que as folhas dessa espécie são mais vulneráveis ao aumento de temperatura o que pode estar associado a menor capacidade de aclimação térmica foliar. Além disso, esses estressores ambientais (e.g. alta temperatura, intensa radiação solar e baixa umidade) atuando em conjunto podem ter levado ao aumento da temperatura das folhas e intensificado o risco de fotoinibição (Allakhverdiev et al., 2008), e quando as folhas foram submetidas ao aumento de temperatura, o estresse térmico foi capaz de afetar a funcionalidade do PSII (Baker, 2008), tal como registramos para *C. americana*.

As folhas adultas de *E. nitens* e *C. americana* apresentaram valores maiores de tolerância térmica quando comparadas às folhas jovens. Nesse caso, sugerimos que as folhas jovens apresentam menor capacidade em resfriar a temperatura por meio da transpiração, tornando o PSII mais vulnerável a danos térmicos (Baker, 2008). Além disso, folhas jovens têm menores investimentos em tecidos lignificados e resistência mecânica, sendo mais vulneráveis às tensões bióticas e abióticas (Krause et al., 1991). Assim, quando as folhas jovens foram submetidas ao aumento de temperatura o estresse térmico foi mais crítico quando comparado às folhas adultas.

Mudanças nos atributos funcionais das folhas em espécies de ambientes contrastantes

As folhas de *C. americana* crescendo em cerrado típico apresentaram valores maiores de espessura foliar (EF) em comparação com as folhas de *E. nitens* no cerradão. A espessura das folhas é maior em ambientes que apresentam alta incidência de luz (Reich et al., 1999; Dahlgren et al., 2006), como é o caso do cerrado típico aqui avaliado, o que pode explicar a maior espessura nas folhas de *C. americana*. Isso é consequência de maior investimento na formação de tecidos e estruturas que aumentam a proteção das paredes celulares (e.g. epiderme e cutícula), as quais auxiliam na redução dos efeitos prejudiciais da radiação ultravioleta e danos ocasionados por aumento de temperatura e ataque por herbívoros (Rozendaal et al., 2006). Por outro lado, *E. nitens* crescendo em um ambiente florestal o qual é caracterizado por menor incidência de luz, devido a interceptação feita pelo estrato vertical, resulta em folhas menos espessas.

A área foliar (AF) foi maior para *C. americana* e menor para *E. nitens*, contrariando nossas expectativas, pois maior área foliar em um ambiente caracterizado por altas temperaturas, intensa radiação solar e baixa umidade pode aumentar a perda de água por transpiração (Martins et al., 2008). Entretanto, vale ressaltar que as células da epiderme foliar de *C. americana* são impregnadas por sílica, a qual fornece defesa contra a perda de água (Oliveira & Castro, 2002) e nos permite sugerir a ocorrência de um *trade-off* entre esses atributos. Também acreditamos que uma maior área foliar pode permitir o aumento da área de contato com o ar e contribuir com a diminuição da temperatura.

As folhas de *E. nitens* crescendo no cerradão apresentaram valores maiores de comprimento do pecíolo (CP) em comparação com as folhas de *C. americana* no cerrado típico. De forma geral, pecíolos mais longos garantem melhor captação de luz (Poorter & Bongers, 2006), especialmente na floresta, onde a luz é um fator limitante para o crescimento e desenvolvimento das árvores (Carswell et al., 2000). Além disso, pecíolos com maior comprimento ajudam a evitar a sobreposição das folhas com outras árvores (Poorter, 2009), e ainda garantem maior flexibilidade da folha, contribuindo com o resfriamento foliar (Monteiro et al., 2016). Assim, acreditamos que as variações observadas nos atributos funcionais de *C. americana* e *E. nitens* estão ligadas aos distintos ambientes (savânico e florestal) aos quais as espécies estão expostas (Hoffmann & Franco, 2008). Nesse cenário de mudanças climáticas, surgem preocupações ainda mais incisivas, principalmente se os aumentos de temperatura previstos se concretizarem no futuro.

5. CONCLUSÃO

Nossas descobertas demonstram que, em ambas as espécies, as folhas adultas são mais resistentes ao aumento de temperatura comparadas às folhas jovens. As folhas de *C. americana*, mesmo apresentando um conjunto de atributos funcionais que contribuem para aumentar a eficiência na dissipação de calor, independente do estágio (jovem ou adulta), são mais vulneráveis às condições extremas de altas temperaturas do que as de *E. nitens*. Nesse caso, a espécie tipicamente savânica apresenta folhas mais propensas a serem afetadas negativamente pelo aumento da temperatura em condições futuras.

Cada espécie apresentou diferentes estratégias morfológicas foliares que são importantes para a sobrevivência. *C. americana* crescendo em um cerrado típico apresentou estratégia conservativa, que auxilia de forma mais eficiente na dissipação de calor, economia hídrica e retenção de recursos. Enquanto *E. nitens*, crescendo em um cerradão, apresentou estratégia aquisitiva, visando a maximização da fotossíntese e interceptação de luz. Portanto, nossos achados também esclarecem como as mudanças nos atributos podem favorecer diferentes grupos de espécies com base nas estratégias funcionais, levando a mudanças nas características intrínsecas de cada espécie.

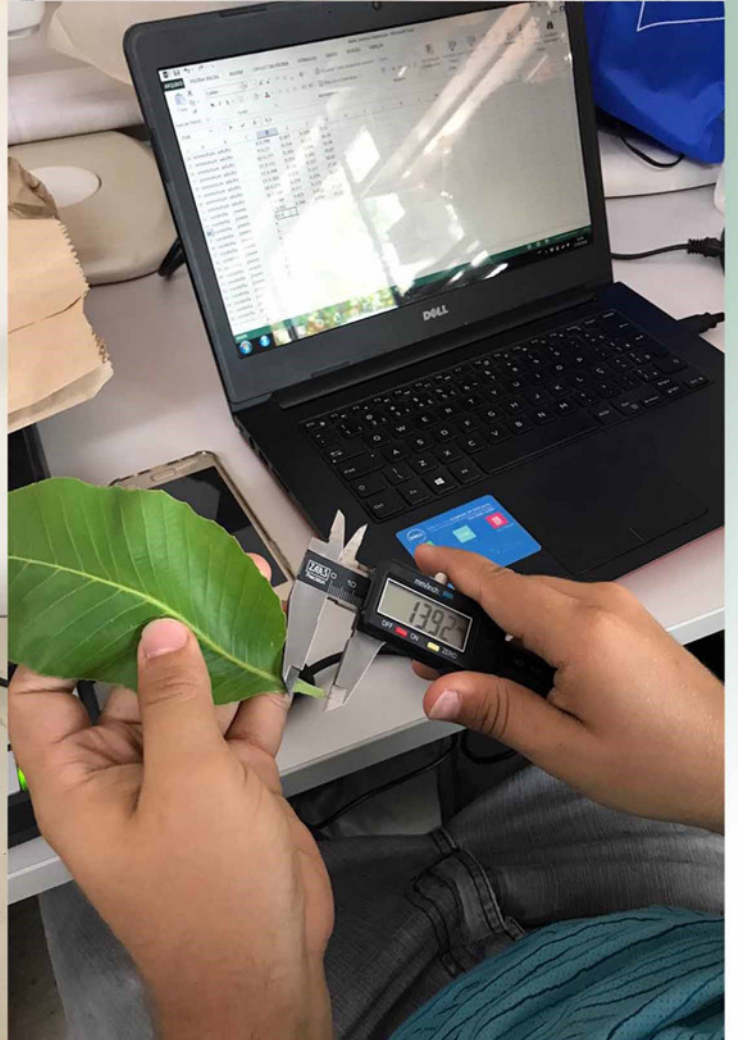
REFERÊNCIAS

- Allakhverdiev, S. I., Kreslavski, V. D., Klimov, V. V., Los, D. A., Carpentier, R., & Mohanty, P. (2008). Heat stress: an overview of molecular responses in photosynthesis. *Photosynthesis research*, 98(1-3), 541. <https://doi.org/10.1007/s11120-008-9331-0>.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Amaral, D. D., Costa-Neto, S. V., Jardim, M. A. G., Santos, J. U. M., & Bastos, M. D. N. C. (2016). *Curatella americana* L. (Dilleniaceae): Primeira ocorrência nas restingas do litoral da Amazônia. *Revista Brasileira de Biociências*, 14(4), 257-262.
- Araújo, C. S. A., & Deminicis, B. B. (2009). Fotoinibição da fotossíntese. *Revista Brasileira de Biociências*, 7(4), 463-472.
- Aspinwall, M. J., Pfautsch, S., Tjoelker, M. G., Vårhammar, A., Possell, M., Drake, J. E., ... Dennison, S. (2019). Range size and growth temperature influence *Eucalyptus* species responses to an experimental heatwave. *Global Change Biology*, 25(5), 1665-1684. <https://doi.org/10.1111/gcb.14590>.
- Baker, N. R. (2008). Chlorophyll fluorescence: a probe of photosynthesis in vivo. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 59(1), 89-113. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.59.032607.092759>.
- Björkman, O., & Powles, S. B. (1984). Inhibition of photosynthetic reactions under water stress: interaction with light level. *Planta*, 161(6), 490-504.
- Carswell, F. E., Meir, P., Wandelli, E. V., Bonates, L. C. M., Kruijt, B., Barbosa, E. M., ... Jarvis, P. G. (2000). Photosynthetic capacity in a central Amazonian rain forest. *Tree physiology*, 20(3), 179-186. <https://doi.org/10.1093/treephys/20.3.179>.
- Collins, M., Knutti, R., Arblaster, J., Dufresne, J. L., Fichet, T., Friedlingstein, P., ... Shongwe, M. (2013). Long-term climate change: projections, commitments and irreversibility. In *Climate Change 2013-The Physical Science Basis: Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 1029-1136). Cambridge University Press.
- Cunningham, S. C., & Read, J. (2006). Foliar temperature tolerance of temperate and tropical evergreen rain forest trees of Australia. *Tree Physiology*, 26(11), 1435-1443. <https://doi.org/10.1093/treephys/26.11.1435>.
- Dahlgren, J. P., Eriksson, O., Bolmgren, K., Strindell, M., & Ehrlén, J. (2006). Specific leaf area as a superior predictor of changes in field layer abundance during forest succession. *Journal of Vegetation Science*, 17(5), 577-582. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02481.x>.
- Dalmolin, A. C., de Oliveira Thomas, S. E., de Almeida, B. C., & Ortiz, C. E. R. (2015). Alterações morfofisiológicas de plantas jovens de *Curatella americana* L. submetidas ao sombreamento. *Revista Brasileira de Biociências*, 13(1), 41-48.

- Defraeye, T., Verboven, P., Ho, Q. T., & Nicolai, B. (2013). Convective heat and mass exchange predictions at leaf surfaces: Applications, methods and perspectives. *Computers and Electronics in Agriculture*, *96*(1), 180-201. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2013.05.008>.
- Dias, D. P., & Marengo, R. A. (2007). Fotossíntese e fotoinibição em mogno e acariquara em função da luminosidade e temperatura foliar. *Pesquisa agropecuária brasileira*, *42*(3), 305-311. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2007000300002>.
- Felfili, J. M., & Silva Junior, M. C. D. (1992). Floristic composition, phytosociology and comparison of cerrado and gallery forests at Fazenda Água Limpa, Federal District, Brazil. *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries*, 393-416.
- Felfili, J. M., Nogueira, P. E., Silva Júnior, M. C. D., Marimon, B. S., & Delitti, W. B. C. (2002). Composição florística e fitossociologia do cerrado sentido restrito no município de Água Boa-MT. *Acta Botanica Brasílica*, *16*(1), 103-112. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000100012>.
- Ferreira, T., & Rasbband, W. (2012). ImageJ User Guide. <http://imagej.nih.gov/ij/docs/guide>.
- Ferreira, C. S., Carmo, W. S. D., Graciano-Ribeiro, D., Oliveira, J. M. F. D., Melo, R. B. D., & Franco, A. C. (2015). Anatomia da lâmina foliar de onze espécies lenhosas dominantes nas savanas de Roraima. *Acta Amazonica*, *45*(4), 337-346. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201500363>.
- Gounaris, K., Brain, A. R. R., Quinn, P. J., & Williams, W. P. (1984). Structural reorganisation of chloroplast thylakoid membranes in response to heat-stress. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Bioenergetics*, *766*(1), 198-208. [https://doi.org/10.1016/0005-2728\(84\)90232-9](https://doi.org/10.1016/0005-2728(84)90232-9).
- Gounaris, K., Brain, A. P., Quinn, P. J., & Williams, W. P. (1983). Structural and functional changes associated with heat-induced phase-separations of non-bilayer lipids in chloroplast thylakoid membranes. *FEBS letters*, *153*(1), 47-52. [https://doi.org/10.1016/0014-5793\(83\)80117-3](https://doi.org/10.1016/0014-5793(83)80117-3).
- Guidi, L., Lo Piccolo, E., & Landi, M. (2019). Chlorophyll fluorescence, photoinhibition and abiotic stress: does it make any difference the fact to be a C₃ or C₄ species? *Frontiers in plant science*, *10*, 174. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00174>.
- Harris, G. C., & Heber, U. (1993). Effects of anaerobiosis on chlorophyll fluorescence yield in spinach (*Spinacia oleracea*) leaf discs. *Plant physiology*, *101*(4), 1169-1173. <https://doi.org/10.1104/pp.101.4.1169>.
- Hoffmann, W. A., & Franco, A. C. (2008). The importance of evolutionary history in studies of plant physiological ecology: examples from cerrados and forests of central Brazil. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, *20*(3), 247-256. <http://dx.doi.org/10.1590/S1677-04202008000300008>.
- IPCC (2019) Land Degradation: IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land 5 Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and 6 Greenhouse gas fluxes in Terrestrial Ecosystems. Sciences 1-43. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/4>.
- Kitajima, M. B. W. L., & Butler, W. L. (1975). Quenching of chlorophyll fluorescence and primary photochemistry in chloroplasts by dibromothymoquinone. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Bioenergetics*, *376*(1), 105-115. [https://doi.org/10.1016/0005-2728\(75\)90209-1](https://doi.org/10.1016/0005-2728(75)90209-1).

- Krause, G. H., & Weis, E. (1991). Chlorophyll fluorescence and photosynthesis: the basics. *Annual review of plant biology*, 42(1), 313-349.
- Lin, H., Chen, Y., Zhang, H., Fu, P., & Fan, Z. (2017). Stronger cooling effects of transpiration and leaf physical traits of plants from a hot dry habitat than from a hot wet habitat. *Functional Ecology*, 31(12), 2202-2211. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12923>.
- Marimon, B. S., Felfili, J. M., Lima, E. D. S., Duarte, W. M. G., & Marimon-Júnior, B. H. (2010). Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazonica*, 40(1), 107-118. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000100014>.
- Martins, F. B., Streck, N. A., Silva, J. C. D., Morais, W. W., Susin, F., Navroski, M. C., & Vivian, M. A. (2008). Deficiência hídrica no solo e seu efeito sobre transpiração, crescimento e desenvolvimento de mudas de duas espécies de eucalipto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(3), 1297-1306. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300037>.
- Monteiro, M. V., Blanuša, T., Verhoef, A., Hadley, P., & Cameron, R. W. (2016). Relative importance of transpiration rate and leaf morphological traits for the regulation of leaf temperature. *Australian Journal of Botany*, 64(1), 32-44. <https://doi.org/10.1071/BT15198>.
- Murata, N., Takahashi, S., Nishiyama, Y., & Allakhverdiev, S. I. (2007). Photoinhibition of photosystem II under environmental stress. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Bioenergetics*, 1767(6), 414-421. <https://doi.org/10.1016/j.bbabi.2006.11.019>.
- Oliveira, L. D., & Castro, N. D. (2002). Ocorrência de sílica nas folhas de *Curatella americana* L. e *Davilla elliptica* St. Hill. *Journal of Horticultural Science*, 1, 1-16.
- Peñuelas, J., & Llusià, J. (2002). Linking photorespiration, monoterpenes and thermotolerance in *Quercus*. *New Phytologist*, 155(2), 227-237. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00457.x>.
- Phillips, O. L., Aragão, L. E., Lewis, S. L., Fisher, J. B., Lloyd, J., López-González, G., ... Van Der Heijden, G. (2009). Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science*, 323(5919), 1344-1347. <https://doi.org/10.1126/science.1164033>.
- Poorter, L. (2009). Leaf traits show different relationships with shade tolerance in moist versus dry tropical forests. *New Phytologist*, 181(4), 890-900. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02715.x>.
- Poorter, L., & Bongers, F. (2006). Leaf traits are good predictors of plant performance across 53 rain forest species. *Ecology*, 87(7), 1733-1743. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1733:LTAGPO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1733:LTAGPO]2.0.CO;2).
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Reich, P. B., Ellsworth, D. S., Walters, M. B., Vose, J. M., Gresham, C., Volin, J. C., & Bowman, W. D. (1999). Generality of leaf trait relationships: a test across six biomes. *Ecology*, 80(6), 1955-1969. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1955:GOLTRA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1955:GOLTRA]2.0.CO;2).

- Ritz, C., Baty, F., Streibig, J. C., & Gerhard, D. (2015). Dose-Response Analysis Using R. *Plos One* 10: e0146021.
- Rozendaal, D. M. A., Hurtado, V. H., & Poorter, L. (2006). Plasticity in leaf traits of 38 tropical tree species in response to light; relationships with light demand and adult stature. *Functional Ecology*, 20, 207-216.
- Rozendaal, D. M. A., Hurtado, V. H., & Poorter, L. (2006). Plasticity in leaf traits of 38 tropical tree species in response to light; relationships with light demand and adult stature. *Functional Ecology*, 207-216.
- Sastry, A., & Barua, D. (2017). Leaf thermotolerance in tropical trees from a seasonally dry climate varies along the slow-fast resource acquisition spectrum. *Scientific reports*, 7(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11343-5>.
- Scheffers, B. R., Edwards, D. P., Macdonald, S. L., Senior, R. A., Andriamahohatra, L. R., Roslan, N., ... Williams, S. E. (2016). Extreme thermal heterogeneity in structurally complex tropical rain forests. *Biotropica*, 49(1), 35-44. <https://doi.org/10.1111/btp.12355>.
- Schreiber, U., & Berry, J. A. (1977). Heat-induced changes of chlorophyll fluorescence in intact leaves correlated with damage of the photosynthetic apparatus. *Planta*, 136(3), 233-238.
- Silva, P. O. (2018). Comportamento fenológico de *Emmotum nitens* (Benth.) Miers (Metteniusaceae) em fragmento de cerrado. *Nativa*, (6), 33-38.
- Slot, M., Garcia, M. N., Winter, K. (2016). Temperature response of CO₂ exchange in three tropical tree species. *Funct. Plant. Biol.*, 43, 468-478.
- Slot, M., Garcia, M. N., & Winter, K. (2016). Temperature response of CO₂ exchange in three tropical tree species. *Functional Plant Biology*, 43(5), 468-478. <https://doi.org/10.1071/FP15320>.
- Slot, M., & Winter, K. (2017). In situ temperature response of photosynthesis of 42 tree and liana species in the canopy of two Panamanian lowland tropical forests with contrasting rainfall regimes. *New Phytologist*, 214(3), 1103-1117. <https://doi.org/10.1111/nph.14469>.
- Slot, M., Krause, G. H., Krause, B., Hernández, G. G., & Winter, K. (2019). Photosynthetic heat tolerance of shade and sun leaves of three tropical tree species. *Photosynthesis Research*, 141(1), 119-130.
- Stefano, R. D., & Fernández-Concha, G. C. (2011). Morphology-inferred Phylogeny and a revision of the Genus *Emmotum* (Icacaceae). *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 98(1), 1-27. <https://doi.org/10.3417/2007129>.
- Zhang, J. L., Poorter, L., Hao, G. Y., & Cao, K. F. (2012). Photosynthetic thermotolerance of woody savanna species in China is correlated with leaf life span. *Annals of botany*, 110(5), 1027-1033. <https://doi.org/10.1093/aob/mcs172>.
- Zhou, R., Kong, L., Wu, Z., Rosenqvist, E., Wang, Y., Zhao, L., ... Ottosen, C. O. (2019). Physiological response of tomatoes at drought, heat and their combination followed by recovery. *Physiologia Plantarum*, 165(2), 144-154. <https://doi.org/10.1111/ppl.12764>.



Tolerância térmica e atributos funcionais de espécies do Cerrado

2

EFEITO DE BORDA SOBRE ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE *ERIOTHECA GRACILIPES* (K. SCHUM.) A. ROBYNS

Camila Silva Borges^{a,*}, Daniel Ferreira de Oliveira^a, Geane Rodrigues de Souza^a, Micael Felipe de Moraes^a, Taynã Fernandes Nunes^a, Simone Matias Reis^{a,b}, Paulo Sérgio Morandi^a

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, Caixa Postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

^bInstituto de Mudanças Ambientais, Departamento de Geografia e Meio Ambiente, University of Oxford, OX1 3QY, Oxford, Reino Unido.

Autor correspondente

*E-mail para correspondência: camilasilvaborges7@gmail.com

RESUMO

A fragmentação de habitats produz modificações nos parâmetros físicos, químicos e biológicos nas bordas dos fragmentos, o que pode afetar a vegetação presente. Dessa forma, avaliamos o efeito de borda sobre atributos morfofuncionais (área e espessura foliar, espessura da casca, altura máxima e diâmetro) da espécie arbórea *Eriotheca gracilipes*, em uma área de cerradão que ocorre no Parque Municipal do Bacaba, município de Nova Xavantina-MT. Coletamos os dados ao longo de uma transeção de 120 m, estabelecida no sentido borda-interior da vegetação, sendo esta margeada por uma matriz fragmentada. Ao longo da transeção selecionamos ao acaso exemplares de *Eriotheca gracilipes*. Registramos os atributos do fuste como altura e diâmetro; das folhas: espessura, massa fresca e área foliar; e da casca: espessura interna e externa e volume interno e externo. Apenas o volume da casca interna apresentou relação positiva em relação à distância da borda, sendo maior em direção ao interior do fragmento. Entretanto, a altura das árvores e o conteúdo de matéria seca também foram maiores no interior, quando comparamos as porções extremas. Dessa forma, as diferenças apresentadas por indivíduos de interior e borda nos mostra que as mudanças no ambiente influenciam nos atributos funcionais das espécies do cerradão.

Palavras-chave: Cerradão, Distância da borda, Matriz desflorestada, Fragmentação, Paineira do Cerrado.

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitats produz modificações nos parâmetros físicos, químicos e biológicos dos ambientes naturais (Lima-Ribeiro et al., 2001), ocasionando aumento significativo no efeito de borda. Os efeitos de borda são alterações, desencadeadas por ações antrópicas, que ocorrem em vegetações florestais fragmentadas (Primak & Rodrigues, 2001) e, que geralmente estão em contato com uma matriz desflorestada (Lima-Ribeiro et al., 2001). A influência do efeito de borda sobre a vegetação pode variar de acordo com a distância da borda. Por exemplo, na Amazônia central a intensidade do efeito de borda foi mais evidente entre 10 e 400 m em direção ao centro do fragmento (Laurance et al., 2002). Além disso, existem outros fatores que influenciam fortemente nos efeitos de borda, como por exemplo, o formato do fragmento (Laurance & Yensen, 1991). Uma área

que possui uma menor razão entre o seu perímetro e sua área (e.g. área com formato circular) sofre com menor intensidade os efeitos de borda do que áreas com maior razão perímetro/área (e.g. área quadrada) (Laurence & Vasconcelos, 2009).

Existem áreas, em especial aquelas que estão mais sujeitas aos efeitos da fragmentação, como por exemplo, a zona de transição entre a Amazônia e o Cerrado, que além de estarem sujeitas a instabilidade climática (Marimon et al., 2014; Morandi et al., 2018), estão situadas numa região de intensa ação antrópica, conhecida como “arco do desmatamento” (Nogueira et al., 2007, 2008). Tal termo tem sido adotado devido à grande exploração de recursos naturais que tem ocorrida nessa região nas últimas décadas, principalmente como consequência do crescimento exponencial das atividades agropastoris (Marimon et al., 2001), tornando a zona de transição um ambiente extremamente interessante para se realizar estudos sobre fragmentação de habitats.

Fatores como diminuição da umidade, maior variação na temperatura e aumento da luminosidade podem afetar negativamente espécies que são adaptadas ao interior da floresta (Kapos et al., 1997), sendo as estratégias adaptativas das espécies essenciais para a sobrevivência diante de pressões dessa natureza (Ratter & Oliveira-Filho, 2002). Diante disso, características morfológicas e fisiológicas são atributos essenciais para o estabelecimento e sobrevivência das espécies nos mais variados ambientes (Amorim & Melo Júnior, 2017). Neste sentido, a área foliar e o tamanho dos indivíduos também estão entre as principais características que podem funcionar como uma vantagem ecológica para determinadas espécies (Leite, 2001). As variações nesses atributos, ocorrentes entre a borda e o interior de fragmentos, podem ser avaliados por meio de estudos morfofuncionais ou ecofisiológicos (Lima-Ribeiro, 2001).

Os atributos morfofuncionais das espécies são características desenvolvidas ao longo do tempo como uma estratégia ecológica para se adaptarem ao ambiente (Saldanha-Acosta et al., 2008). No caso das plantas do Cerrado, diversas características funcionais podem ser resultantes de uma adaptação evolutiva ao fogo, como por exemplo, a capacidade de rebrota e espessura do ritidoma (Pausas et al., 2004; Pausas & Keeley, 2009). Os atributos funcionais também podem surgir como uma resposta para enfrentar a competição entre as espécies (Hoffmann et al., 2009; Ratman et al., 2011). Sendo assim, diferentes grupos de atributos podem influenciar em diferentes aspectos de uma planta, como o crescimento, sobrevivência e reprodução da espécie (Díaz & Cabido, 2001). Diante do exposto, nosso objetivo foi avaliar o efeito de borda sobre os principais atributos morfofuncionais da espécie arbórea *Eriotheca gracilipes*, em uma área de cerradão que ocorre no Parque Municipal do Bacaba, município de Nova Xavantina-MT, e responder a seguinte questão: atributos funcionais de *Eriotheca gracilipes* variam conforme a distância da borda e entre borda e interior do fragmento?

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Desenvolvemos o estudo em uma área de cerradão no Parque Municipal do Bacaba, onde se encontra situado o *Campus* da UNEMAT de Nova Xavantina - MT (14°41'44" S e 52°21'01" O). A

área ao lado do cerradão em estudo está ocupada por pequenas propriedades rurais, onde o solo se encontra em maior parte exposto e sem a presença de vegetação nativa. Além disso, entre a área do parque e as propriedades rurais existe uma estrada de terra que contribui para os efeitos de borda (Fig. 1). O clima da região é do tipo *Aw* conforme a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013), com períodos chuvosos e secos bem definidos, sendo a temperatura média anual de 25 °C (INMET, 2019) e a precipitação total anual de aproximadamente 1500 mm.



Fig. 1. Área de cerradão visto da borda (a) e propriedade rural desflorestada em frente à área de cerradão estudada (b).

Coleta de dados

Coletamos os dados ao longo de uma transeção de 120 m, estabelecida de forma perpendicular à borda do fragmento, em uma área de cerradão. Coletamos os atributos em 9 árvores, escolhidas ao acaso e distribuídas ao longo da transeção, e que apresentassem pelo menos 10 cm de diâmetro a altura de 50 cm do solo, ou seja, apenas indivíduos adultos. Escolhemos a espécie *Eriotheca gracilipes* por essa apresentar um número amostral suficiente para o desenvolvimento do estudo. *E. gracilipes* pertence à família Malvaceae, é uma espécie pioneira e bastante comum em áreas de cerradão, considerada endêmica das savanas brasileiras e conhecida popularmente como paineira do Cerrado (Melo et al., 2017).

Medimos o diâmetro das árvores a 50 cm do solo, com o auxílio de uma fita diamétrica. Aferimos a altura utilizando uma trena a laser (Leica DISTO D510), procurando atingir sempre a altura máxima do indivíduo. Para avaliarmos os atributos foliares, coletamos quatro folíolos de cada indivíduo. Para cada folíolo, realizamos medições de espessura com o auxílio de micrômetro, massa fresca por meio de balança de precisão e área foliar com o auxílio de um escâner de mesa. Posteriormente, calculamos a área foliar utilizando o *software* Image J. Em cada indivíduo coletamos uma pequena placa (2x2 cm) de casca interna e externa. Os atributos de casca foram medidos com auxílio de paquímetro digital. Posteriormente, medimos o volume da casca interna e externa separadamente usando uma proveta graduada.

Análise de dados

Para verificar a influência do efeito de borda nos atributos funcionais de folha, casca e tamanho da planta (altura x diâmetro), utilizamos modelos de regressão simples, empregando a distância da borda como variável preditora. Para verificarmos se existe diferença nos atributos funcionais entre as porções extremas da transeção, os primeiros 50m da borda e os últimos 50m da transeção (interior do fragmento), utilizamos teste *t* de permutação. As premissas de normalidade e homocedasticidade dos dados foram avaliadas utilizando os testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Adotamos um alfa de 0,05 e realizamos as análises no *software* R, versão 3.5.1 (R Core Team, 2019).

3. RESULTADOS

A distância da borda influenciou significativamente e de forma linear apenas no volume da casca interna ($R^2 = 0,48$; $p = 0,04$), visto que, quanto maior a distância da borda, maior o volume da casca (Tabela 1; Fig. 2 K). A área foliar média apresentou uma tendência de aumento em relação à distância da borda, mas a variação neste parâmetro não foi significativa (Tabela 1).

Tabela 1. Relação entre atributos funcionais e distância da borda avaliada por meio de modelos de regressão simples (R^2 , F e p) e de teste *t* (comparando borda -primeiros 50 m e interior - últimos 50 m) para indivíduos de *Eriotheca gracilipes*, distribuídos ao longo de uma transeção de 120 m em uma área de cerradão, município de Nova Xavantina-MT. Valor de probabilidade (p) significativa destacado em negrito.

Atributos	Modelo linear			Teste t		
	R^2	F	p	t	df	p
Altura (m)	0,304	3,066	0,123	-4,125	4,428	0,011
Diâmetro (cm)	0,020	0,145	0,714	-1,397	5,923	0,212
Espessura foliar média (mm)	0,236	2,167	0,184	1,216	4,958	0,278
Massa foliar por área (g m^{-2})	-0,034	0,768	0,414	-1,570	4,244	0,187
Área foliar específica ($\text{mm}^2 \text{mg}^{-1}$)	-0,149	0,088	0,776	0,479	5,192	0,651
Conteúdo de matéria seca foliar (%)	0,105	1,825	0,225	-2,512	5,702	0,047
Espessura da casca interna (mm)	0,002	0,018	0,896	1,142	5,823	0,298
Espessura da casca externa (mm)	0,082	0,631	0,452	-0,545	4,613	0,610
Massa fresca da casca interna (g)	0,172	1,455	0,266	-2,178	4,564	0,086
Massa fresca da casca externa (g)	0,078	0,599	0,464	0,054	5,981	0,958
Volume da casca interna (cm^3)	0,479	6,441	0,038	-2,909	3,227	0,056
Volume da casca externa (cm^3)	0,103	0,807	0,398	1,644	3,000	0,198

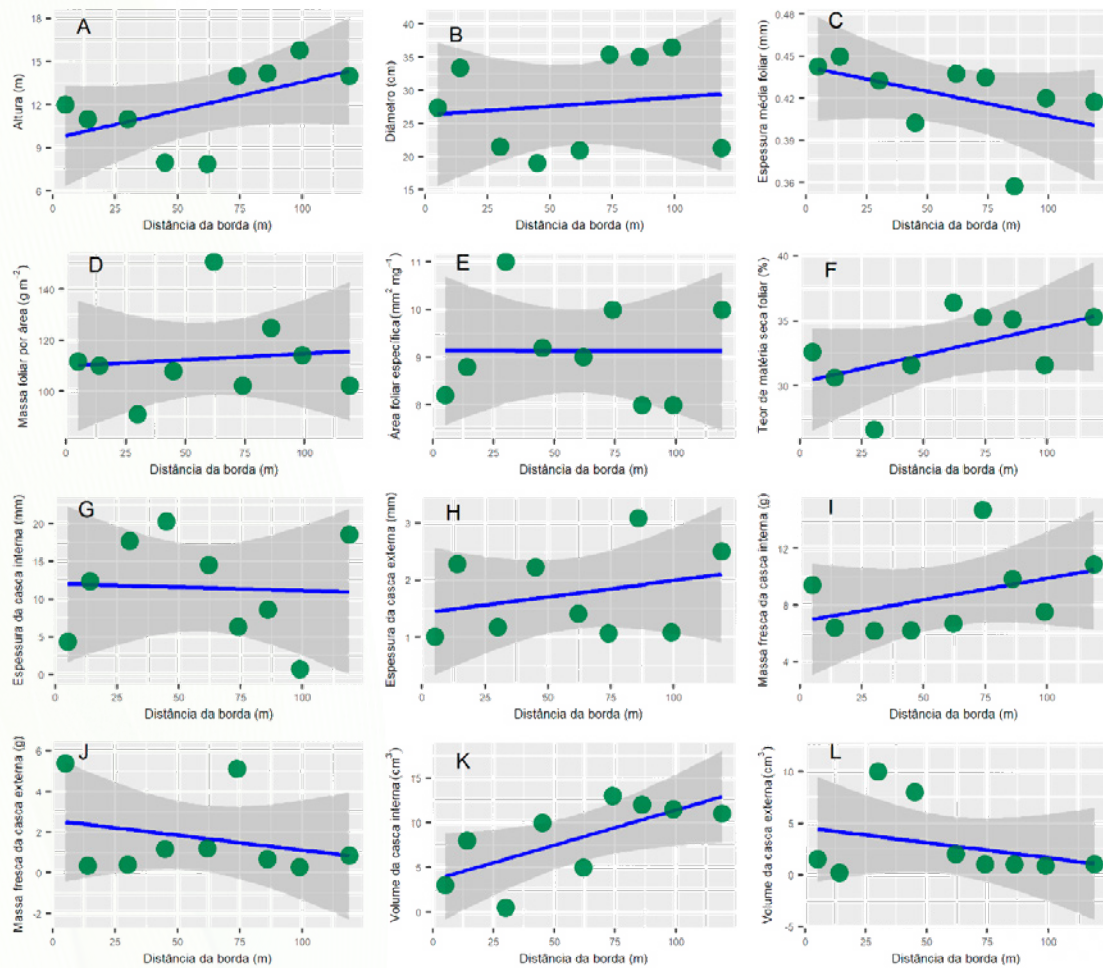


Fig. 2. Relação dos atributos Altura (A), Diâmetro (B), Espessura foliar média (C), Massa foliar por área (g m^{-2}) (D), Área foliar específica ($\text{mm}^2 \text{mg}^{-1}$) (E), Conteúdo de matéria seca foliar (%) (F), Espessura da casca interna (G), Espessura da casca externa (H), Massa fresca da casca interna (I), Massa fresca da casca externa (J), Volume da casca interna (K) e Volume da casca externa (L) em função da distância da borda para indivíduos da espécie *Eriotheca gracilipes*, avaliados ao longo de uma transeção de 120 m em área de cerradão, município de Nova Xavantina-MT.

Quando comparamos os atributos entre as porções extremas da transeção (borda e interior do fragmento), verificamos que a altura ($t = -4,12$; $p = 0,01$; Fig. 3 A) e o conteúdo de matéria seca foliar ($t = -2,512$, $p = 0,047$; Fig. 3 F) diferiram significativamente entre as porções do fragmento (Fig. 3), sendo as árvores do interior mais altas e com maior conteúdo de matéria seca foliar do que as da borda. O volume da casca interna, apesar de não diferir significativamente entre a borda e o interior, apresentou forte tendência de ser maior no interior ($t = -2,909$; $p = 0,056$).

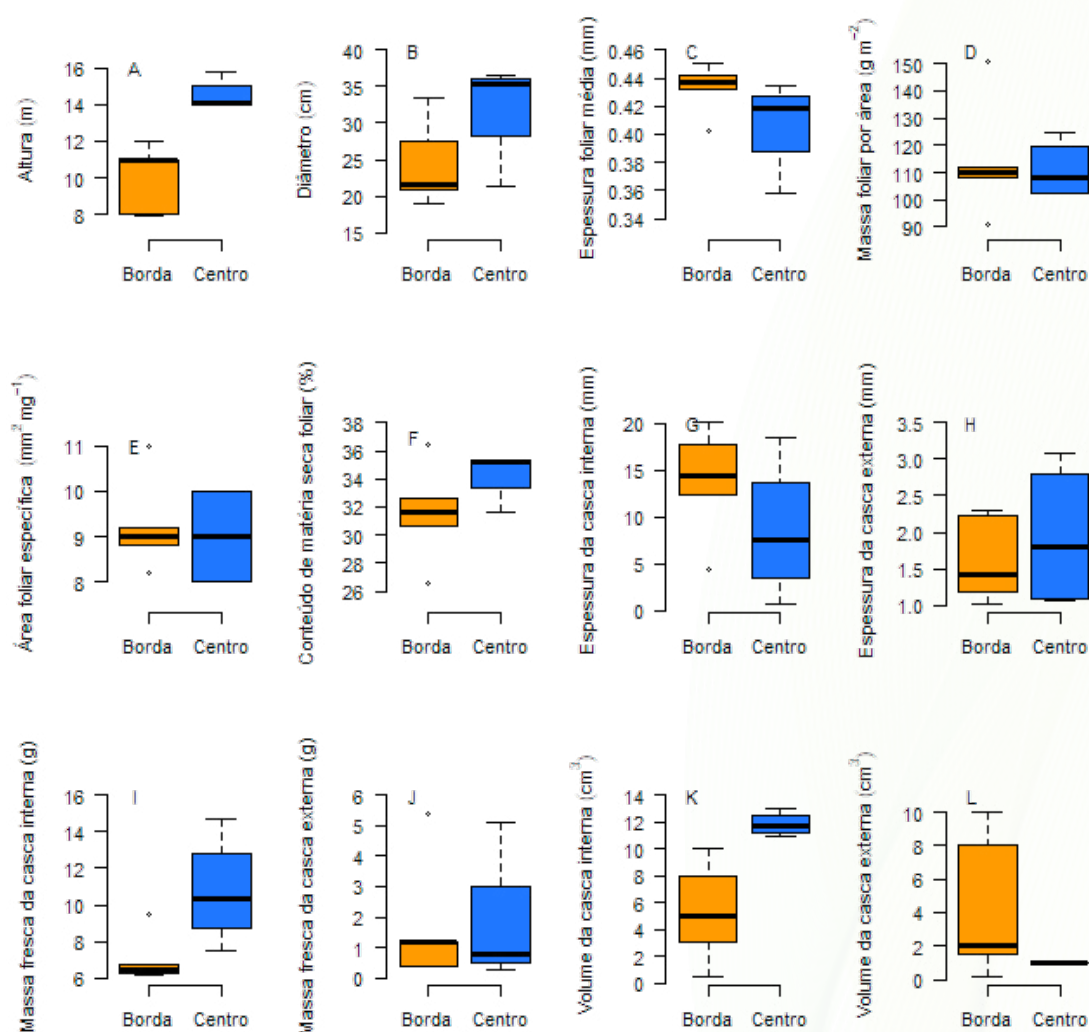


Fig. 3. Variação da Altura (A), Diâmetro (B), Espessura foliar média (C), Massa foliar por área (g m^{-2}) (D), Área foliar específica ($\text{mm}^2 \text{mg}^{-1}$) (E), Conteúdo de matéria seca foliar (%) (F), Espessura da casca interna (G), Espessura da casca externa (H), Massa fresca da casca interna (I), Massa fresca da casca externa (J), Volume da casca interna (K) e Volume da casca externa (L) dos indivíduos de *Eriotheca gracilipes* comparados entre as porções extremas de uma transeção (borda, ~50 m e o interior, ~50 m) em um fragmento de cerradão, município de Nova Xavantina- MT.

4. DISCUSSÃO

A variação nos atributos funcionais de *Eriotheca gracilipes*, verificada entre borda e interior do cerradão estudado, pode estar relacionada com as características do ambiente, pois, o local onde o indivíduo cresce e se desenvolve pode influenciar nas suas adaptações morfológicas (Sanquetta et al., 2014). Dessa forma, a espécie se torna mais eficiente na realização dos processos fotossintéticos, de modo que a luminosidade seja aproveitada da melhor maneira possível (Sanquetta et al., 2014), investindo, por exemplo, no crescimento em altura.

Ambientes com diferenças na entrada de luz fazem com que as plantas utilizem estratégias distintas para absorver a quantidade necessária de energia luminosa e transformá-la em energia química (Valladares & Niinemets, 2008). Além disso, o tipo de matriz em que um fragmento de vegetação está inserido pode influenciar no comportamento das espécies, uma vez que elas podem ter diferentes origens, influenciando no recrutamento e estabelecimento dos novos indivíduos (Nascimento et al., 2006). Por esse motivo, os diferentes tipos de matrizes (pastagem, agricultura, solo degradado) podem influenciar nos atributos das espécies, como o observado neste estudo, como por exemplo, na altura e conteúdo de matéria seca foliar.

Os atributos da casca, matéria seca da folha e altura são os atributos das plantas que estão mais associados com a capacidade de persistência das plantas em diferentes ambientes (Weiher et al., 1999; Cornelissen et al., 2003), e especialmente no Cerrado, onde precisam tolerar o estresse hídrico e períodos prolongados de seca. A altura das plantas é um atributo que está associado a habilidade competitiva das espécies e ao uso dos recursos (Westoby et al., 1996; Weiher et al., 1999). Uma vez que na borda existe maior competição (Alves et al., 2006), as plantas precisam desenvolver diferentes estratégias de uso de recursos. Por exemplo, não há necessidade de se investir muito em altura na borda, visto que nesses locais existem uma maior incidência luminosa. Além disso, uma explicação para as diferenças nas características das plantas encontradas entre a borda e interior são as condições microclimáticas, uma vez que espécies da borda estão sujeitas as temperaturas do solo e do ar mais elevadas, e, em decorrência disso, uma menor umidade, a qual pode condicionar diferenças em suas estratégias adaptativas (Lima-Ribeiro, 2008), mas também, prejudicar o crescimento, como foi observado aqui.

O conteúdo de matéria seca foliar é um atributo importante, pois favorece a planta, tornando-a menos vulnerável a danos físicos, herbivoria, exposição ao vento e maior longevidade foliar (Cornelissen et al., 2003). Neste sentido, o fato desse atributo ter sido maior no interior do fragmento pode indicar uma estratégia da planta em maior investimento em biomassa foliar em ambiente mais preservado, como já observado em outros estudos (Lima-Ribeiro, 2008). Por outro lado, uma maior densidade da casca pode proteger as plantas de distúrbios, como no caso do fogo, funcionando como um isolante térmico (Brando et al., 2012), garantido a integridade do caule quando ocorre eventos de queimada. Além disso, os valores de atributos funcionais podem responder diretamente as mudanças no ambiente, como água e luz, por exemplo (Dorn et al., 2000), sendo que as respostas a essas mudanças revelam suas diferentes estratégias de sobrevivência, sendo este um reflexo do seu potencial de aquisição e uso do recurso em questão (Pérez-Harguindeguy et al., 2013).

5. CONCLUSÃO

As diferenças nos atributos funcionais apresentadas por indivíduos de *Eriotheca gracilipes* entre o interior e borda do cerradão mostra que as mudanças no ambiente influenciam nas características da população da espécie referida. Sendo assim, a variação nos atributos da paineira como a altura, o volume de casca interna e o conteúdo de matéria seca deve ser uma resposta às mudanças no ambiente, mas também uma estratégia de plasticidade para se estabelecer e competir com as demais espécies.

REFERÊNCIAS

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes G., & Sparovek J. L. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, *2*, 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Alves Junior, F. T., Brandão, C. F. L. S., Rocha, K. D., Marangon, L. C., & Ferreira, R. L. C. (2006). Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Recife, PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, *1*, 49-56.
- Amorim, M. W., & Melo Júnior, J. C. F. (2017). Plasticidade morfoanatômica foliar de *Tibouchina clavata* (Melastomataceae) ocorrente em duas formações de restinga. *Rodriguésia*, *68*, 545-555. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201768217>.
- Brando, P., Nepstad, D. C., Balch, J. K., Bolker, B., Christman, M. C., Coe, M. T., & Putz, F.E. (2012). Fire-induced tree mortality in a Neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density, and fire behavior. *Global Change Biology*, *18*, 630-641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x>.
- Cornelissen, J. H. C. A., Lavorel, S. B., Garnier, E. B., Díaz, S. C., & Buchmann, N. D. (2003). A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, *51*, 335-380. <https://doi.org/10.1071/BT02124>.
- Diaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, *16*, 646-655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2).
- Dorn, P. B., & Salamitro, J. P. (2000). Temporal ecological assessment of oil contaminated soils before and after bioremediation. *Chemosphere*, *40*, 429-426. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(99\)00304-5](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(99)00304-5).
- Hoffmann, W. A., Adasme, R., Haridassan, M., de Carvalho, M. T., Geiger, E. L., Pereira, M.A., Gotsch, S. G., & Franco, A. C. (2009). Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology*, *90*, 1326-1337. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(99\)00304-5](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(99)00304-5).
- Lopes, M. C., Andrade, I., Pedroso, V., Martins, S. (2004). Modelos empírico para estimativa da área foliar da videira na casta Jaen. *Ciência e Tecnologia Vitivinicultura*, *19*, 61-75.
- Melo, P. A. F. R., Cavalcanti, M. I. P., Alves, E. U., Martins, C. C., & Araújo, L. R. (2017). Substrates and temperatures in the germination of *Eriotheca gracilipes* seeds. *Revista Ciência Agronômica*, *48*, 303-309. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20170035>.
- Lima-Ribeiro, M. S. (2008). Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. *Acta botanica brasílica*, *22*, 535-545. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000200020>.

- Saldanha-Acosta, A., Meavea, J. A., Paz, H., Sanchez-Velasquez L. R., Villasenore, J. L. & Martinez-Ramos, M. (2008). Variation of functional traits in trees from a biogeographically complex Mexican cloud forest. *Acta Oecologica*, *34*, 111-121. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.04.006>.
- Pausas, J. G. & Keeley, J. E. (2009). A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience*, *59*, 593-601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>.
- Pausas, J. G., Bradstock, R. A., Keith, D. A., Keeley, J., & The GCTE. (2004). Plant functional traits in relation to fire in row-fire ecosystems. *Ecology*, *85*, 1085-1100.
- Laurance, W. F. (2002). Hyper-dynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science*, *13*, 595-602. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02086.x>.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Emilio, M. B., Didham, R. K., ... Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, *16*, 605-618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>.
- Laurance, W. F. & Yensen, E. (1991). Predicting the impact of edge effects in fragmented habitats. *Biology Conservation*, *55*, 77-92. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90006-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90006-U).
- Lima-Ribeiro, M. S. (2008). Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de cerrado no sudeste goiano, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, *22*, 535-545. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062008000200020>.
- Marimon, B. S., Felfili, J. M., & Haridasan, M. (2001). Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany*, *58*, 123-137. <http://dx.doi.org/10.1017/S096042860100049X>.
- Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Feldpausch, T. R., Oliveira-Santos, C., Mews, H. A., ... Phillips, O. L. (2014). Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-savanna transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecology and Diversity*, *7*, 281-292. <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2013.818072>.
- Morandi, P. S., Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., ... Phillips, O. L. (2018). Tree diversity and above-ground biomass in the South America Cerrado biome and their conservation implications. *Biodiversity and Conservation*, *29*, 1519-1536. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1589-8>.
- Nascimento, H. E. M., & Laurance, W. F. (2006). Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazonica*, *36*, 183-192. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000200008>.
- Nogueira, E. M., Fearnside, P. M., Nelson, B. W., & França, M. B. (2007). Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, *248*, 119-135. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.047>.
- Nogueira, E. M., Nelson, B. W., Fearnside PM, França, M., & Oliveira, A. (2008). Tree height in Brazil's 'arc of deforestation': shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *Forest Ecology and Management*, *255*, 2963-2972. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.002>.

- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... Cornelissen, J. H. C. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, *61*, 167-234. <https://doi.org/10.1071/BT12225>.
- Primak, R. B., & Rodrigues, E. (Eds) (2001). *Biologia da Conservação*. Londrina, PR: Midiograf. R: A Language and Environment for Statistical Computing, R Core Team, 2019.
- Ratnam, J., Bond, W. J., Fensham, R. J., Rod J., Hoffmann, W. A., Archibald, S., Lehmann, C. E. R., Anderson, M. T., Higgins, S. I., & Sankaran, M. (2011). When is a 'forest' a savanna, and why does it matter? *Global Ecology and Biogeography*, *20*, 653-660. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00634.x>.
- Ratter, J. M., & Oliveira-Filho, A. T. (2002). Vegetation physionomies and woody flora of Cerrado biome. *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. New York (NY): Columbia University Press.
- Valladares, F., & Niinemets, Ü. (2008). Shade Tolerance, a Key Plant Feature of Complex Nature and Consequences. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *39*, 237-257. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173506>.
- Weiher, E., & Keddy, P. A. (1999). *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. (Ed.). Cambridge (UK): Cambridge University Press.
- Westoby, M., Leishman, M., Lord, J., Poorter, H., & Schoen, D. J. (1996). Comparative ecology of seed size and dispersal. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *351*, 1309-1318. <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0114>.



Coleta de atributos funcionais de *Eriotheca gracilipes*

3

COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVO-ARBÓREA EM UM GRADIENTE VEGETACIONAL DE CERRADO, LESTE MATO-GROSSENSE

Micael Felipe de Moraes^{a,*}, Geane Rodrigues de Souza^a, Taynã Fernandes Nunes^a, Ana Clara Abadia^a, Arthur Aires Veríssimo^a, Daielle Carrijo^a

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, Caixa Postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Autor correspondente

*E-mail para correspondência: felipemicael91@gmail.com

RESUMO

O Cerrado é um bioma heterogêneo com altas taxas de endemismo e no qual os fatores edáficos, topográficos e altitudinais determinam o surgimento de diferentes fitofisionomias. Admitindo que o gradiente fitofisionômico contribui para as mudanças florísticas e estruturais da vegetação, nosso estudo pretende comparar os parâmetros florísticos e estruturais da vegetação arbustivo-arbórea em um gradiente Cerrado Rupestre – Cerrado Típico – Cerradão. No Parque Municipal Bacaba, no município de Nova Xavantina, Leste de Mato Grosso, Brasil, amostramos indivíduos com DAS \geq 5 cm a 30 cm do solo em parcelas de 5x5 (25m²) e a altura foi aferida com trena à laser. As áreas foram similares na composição (ANOSIM = 0,251; $p > 0,05$) e riqueza de espécies ($F_{(2,9)} = 3,94$; $p > 0,05$). Do mesmo modo, não encontramos diferenças significativas na altura (Kruskal-Wallis₍₄₉₎ = 51,85, $p > 0,05$) e diâmetro (Kruskal-Wallis₍₅₄₎, $p > 0,05$) das árvores ocorrentes no CR, CT e CD. Não encontramos diferenças florísticas e estruturais entre as áreas provavelmente devido à proximidade geográfica entre elas e mortalidade de espécies-chave. Confirmamos a importância dessa unidade de conservação para a preservação da vegetação local, cujo monitoramento é imprescindível tendo em vista a obtenção de respostas a respeito de como as plantas responderão aos cenários futuros de mudanças climáticas.

Palavras-chave: Fitofisionomias, Gradiente, Estrutura da Vegetação

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado possui características florísticas, estruturais, pedológicas e altitudinais únicas (Eiten, 1972; Ratter et al., 1973) que o torna um dos principais centros do endemismo da biodiversidade terrestre (Myers, 2000). A heterogeneidade de habitats e as condições edáficas, de relevo e topografia são os maiores influenciadores dessa riqueza em escala local (Lenza et al., 2015; Elias et al., 2019). O Cerrado brasileiro abrange três formações vegetacionais: a savânica (constituída por Cerrado Típico, Cerrado Denso e Cerrado Rupestre), a florestal (formada por Cerradão, Matas Secas, Mata de Galeria e Mata Ciliar) e a campestre (Campo Limpo, Campo Sujo e Campo Rupestre) (Ribeiro & Walter, 2008). Dentre essas fitofisionomias, o Cerrado Rupestre, o Cerrado Típico e o Cerradão apresentam diferenças estruturais na vegetação (Ribeiro & Walter, 2008), sendo essas diferenças fortemente influenciadas pelo substrato, uma vez que o Cerrado Rupestre ocorre em altitudes elevadas sobre solos rochosos

e rasos, enquanto o Cerradão e o Cerrado Típico ocorrem sobre relevo plano e solos mais profundos (Ribeiro & Walter, 2008; Abreu et al., 2012).

Múltiplos fatores interagem para determinar os limites entre Cerrado Rupestre, Cerrado Típico e Cerradão, incluindo a presença do fogo, que impede o adensamento (Goodland & Pollard, 1973; Staver et al., 2011; Hoffman et al., 2012); a disponibilidade hídrica (Eiten, 1972); as condições edáficas, estando as fitofisionomias savânicas associadas à solos distróficos bem drenados (Sano & Almeida, 1998), enquanto o Cerradão ocorre sobre solos mesotróficos moderadamente úmidos (Ratter et al., 1973), e topográficos (Abadia et al., 2018; Elias et al., 2019).

Diversos estudos reportaram a elevada similaridade florística entre as fitofisionomias do Cerrado (Bridgewater et al., 2004; Pinheiro & Durigan, 2011; Dos Santos et al., 2017), especialmente entre áreas de Cerrado Rupestre e Cerrado Típico (Gomes et al., 2011; Maracahipes et al., 2011; Abadia et al., 2018) devido ao caráter contínuo dessas vegetações. O Cerradão normalmente apresenta uma baixa similaridade florística com as outras duas fitofisionomias (Maracahipes-Santos et al., 2015) devido à natureza oligárquica das espécies arbóreas e à condicionantes edáficas, sendo representado por um pequeno grupo de espécies, por exemplo *Magonia Pubescens* (A.St.Hil.), *Hirtella glandulosa* (Spreng.) e *Callistene fasciculata* (Mart.), características de solos mesotróficos (Bridgewater et al., 2004; Ratter et al., 1973; Marimon-Junior & Haridasan, 2005).

Diante do exposto, propomos responder à seguinte questão: existem diferenças na composição e estrutura da vegetação ocorrente em fitofisionomias de Cerradão, Cerrado Típico e Cerrado Rupestre na área estudada? A nossa primeira hipótese é de que existe uma mudança gradual na composição e um compartilhamento espécies ao longo do gradiente Cerrado Rupestre – Cerrado Típico – Cerradão. A nossa segunda hipótese é de que existem diferenças estruturais na flora lenhosa entre as fitofisionomias estudadas e que o Cerradão apresente maior altura e diâmetro em relação ao Cerrado Típico e o Cerrado Rupestre.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos o presente estudo no Parque Municipal do Bacaba localizado na cidade de Nova Xavantina, porção leste do estado de Mato Grosso, Brasil que possui aproximadamente 500 ha (Lagos & Marimon, 2012). Amostramos três fitofisionomias de Cerrado: Cerrado Rupestre, Cerrado Típico e Cerradão (Fig. 1). O clima da região é do tipo Aw, conforme a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013), com dois períodos bem definidos, um seco (abril a setembro) e um chuvoso (outubro a março). A temperatura média anual de 25 °C e a precipitação média anual de 1500 mm (Marimon et al., 2010; Silva et al., 2008).

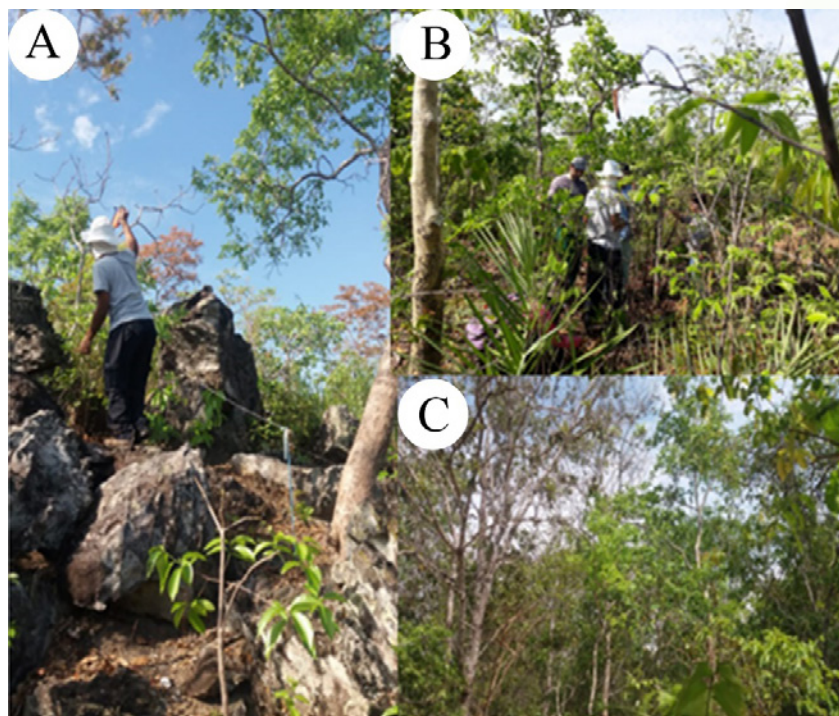


Fig. 1. Fitofisionomias do Cerrado amostradas no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. **A:** Cerrado Rupestre, **B:** Cerrado Típico, **C:** Cerradão.

O Cerrado Rupestre é formado por um estrato arbustivo-herbáceo sobre solo raso, com árvores emergindo entre fendas das rochas. Possui substrato rochoso mesclado com afloramentos de quartzo, estabelecido em uma encosta de aproximadamente 50 m e altitude aproximada de 368 m (Elias et al., 2019). Em ambiente rupestre, a altura média do estrato superior varia entre 2 e 4 m e a cobertura vegetal entre 5 e 20% (Ribeiro & Walter, 2008). Já Cerrado Típico possui declive intermediário (Elias et al., 2019), estrato arbóreo e arbustivo bem definidos, com árvores esparsas apresentando cobertura de 20 a 50% e altura média de 3 a 6m (Eiten, 1972; Ribeiro & Walter, 2008). Finalmente, o Cerradão se estabelece em terreno plano (Elias et al., 2019), formado por espécies arbóreas savânicas e florestais (Ratter & Oliveira-Filho, 1995; Marimon-Junior & Haridasan, 2005), onde a altura do estrato arbóreo varia entre 8 e 15 m, com dossel fechado e a cobertura vegetal é de 50 a 90% (Ribeiro & Walter, 2008).

Coleta de dados

Delimitamos em cada fitofisionomia quatro parcelas de 5 x 5 metros, totalizando 300m² de área amostral nas três fitofisionomias. Mensuramos altura dos indivíduos com trena à laser e diâmetro do caule com trena diamétrica à 30 cm do solo (DAS – diâmetros à altura do solo), sendo incluídos na amostra apenas as plantas vivas com DAS \geq 5cm (Fig. 2). A identificação taxonômica dos indivíduos foi feita em campo, em nível específico, o nome científico das espécies foi conferido no banco eletrônico de dados do site <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> (Flora do Brasil, 2019).



Fig. 2. Métodos de coleta, instalação da parcela e aferição da altura e diâmetro empregados em campo e Cerrados, Nova Xavantina, Mato Grosso Brasil.

Análise de dados

Para testar a nossa primeira hipótese, de que composição florística difere entre as fitofisionomias estudadas, geramos uma matriz de dissimilaridade, baseada nas abundâncias das espécies (coeficiente de Bray-Curtis) e utilizamos a análise de componentes principais (PCoA), seguida de uma análise de similaridade (ANOSIM). Por fim, empregamos o Diagrama de Venn para detalhar o compartilhamento das espécies entre as fitofisionomias. Calculamos a diversidade e equabilidade das espécies empregando os índices de Shannon-Wiener (H') e de Pielou, respectivamente (Magurran, 1988).

Nas comparações relacionadas à estrutura, testamos a normalidade dos resíduos, pelo método de Shapiro Wilk, para os dados de altura ($W = 0,92$; $p < 0,01$) e diâmetro ($W = 0,70$; $p < 0,03$) e percebemos que eles não seguiram distribuição Gaussiana. Recorremos então a procedimentos adicionais de ajustamento, baseados nos modelos logaritmizados e, uma vez que, não obtivemos êxito, recorremos à alternativa não paramétrica (Teste de Kruskal-Wallis). Todas as análises foram realizadas no programa R, versão 3.5.3 (R Core Team, 2019), adotamos um limiar de significância de 5%. Para testar nossa segunda hipótese, de que de que existem diferenças estruturais na flora lenhosa entre as fitofisionomias estudadas, utilizamos o teste não paramétrico Kruskal-Wallis, uma vez que as premissas de normalidade não foram atendidas.

3. RESULTADOS

Composição florística

Nas três fitofisionomias amostramos 84 indivíduos, distribuídos em 40 espécies (Tabela 1). No Cerrado Rupestre, *Heteropterys byrsonimifolia* A.Juss., foi a espécie mais abundante com quatro indivíduos, seguida por *Kielmeyera rubriflora* Cambess. (3) e *Vatairea macrocarpa* (Benth.) Ducke. (3). Juntas elas perfizeram cerca de 48% do total de indivíduos do Cerrado Rupestre. No Cerrado Típico, *Qualea parviflora* Mart., apresentou a maior abundância (5), seguida por *Aspidosperma multiflorum* A.DC. (3) e *Pouteria ramiflora* (Mart.) Radlk. (3) que foram responsáveis por 32% da abundância total. No Cerradão, *Myrcia splendens* (Sw.) DC. e *Syagrus flexuosa* (Mart.) Becc., foram mais abundantes

com três exemplares cada (15% do total) (Material suplementar). O índice de Shannon foi maior no Cerrado Típico ($H' = 2,9$) e a equabilidade foi elevada nas três áreas (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas em três fitofisionomias do Bioma Cerrado (CR, CT e CD), no Parque Municipal Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Características	Cerrado Rupestre	Cerrado Típico	Cerradão
Área amostral (m ²)	25	25	25
Números de espécies	12	20	18
Espécies exclusivas	7	12	10
Espécies comuns		1	
Índice de diversidade de Shannon (H')	2,36	2,9	2,73
Equabilidade de Pielou (J')	0,94	0,95	0,95
Número de indivíduos	21	34	29
Área basal (m ² /ha)	0,22	0,25	0,30
Altura média (m)	3,65 ± 4,2	3,5 ± 3,7	4,8 ± 6

Apesar do baixo compartilhamento de espécies, a análise de componentes principais gerada pelo índice de *Bray-Curtis* indicou um padrão similaridade florística entre as áreas analisadas (ANOSIM - $R = 0,25$; $p > 0,05$) (Fig. 3).

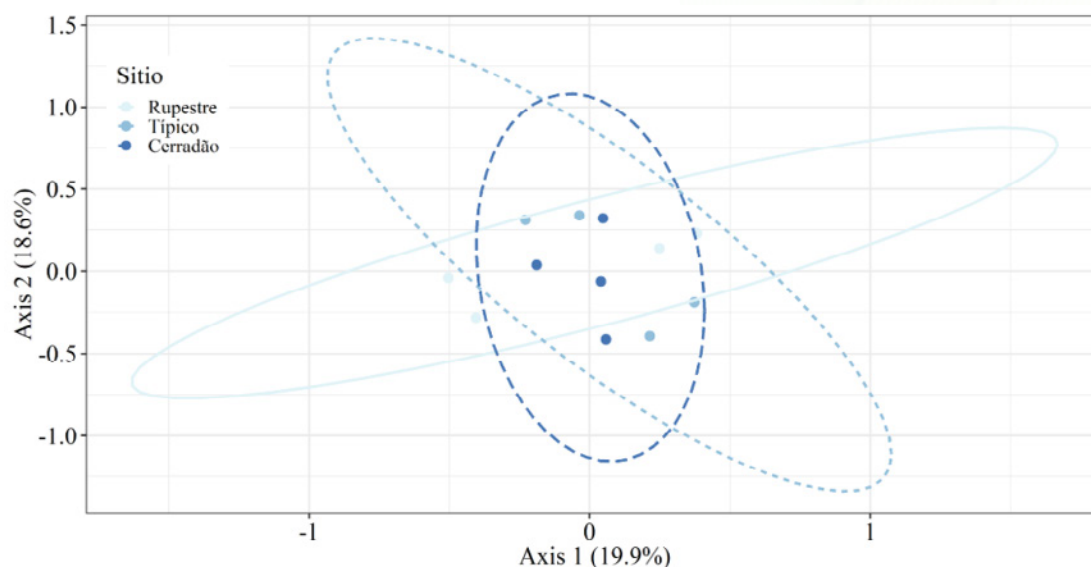


Fig. 3. Análise de componentes principais para as fitofisionomias de Cerrado Rupestre (CR), Cerrado Típico (CT) e Cerradão (CD) amostradas no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso Brasil.

Não encontramos diferenças significativas na abundância ($F_{(2,9)} = 1,41$; $p > 0,05$) e riqueza de espécies ($F_{(2,9)} = 3,94$; $p > 0,05$) entre as fitofisionomias estudadas. O Cerrado Típico apresentou maior número de espécies exclusivas (12), seguido pelo Cerradão (10) e Cerrado Rupestre (7), a maioria dessas pertencia à categoria de espécies raras (com um exemplar somente). Registramos um total de

10 espécies (25%) compartilhadas entre pelo menos duas fitofisionomias, sendo que *Q. parviflora* foi a única espécie comum para três (Tabela 1, Fig. 4).

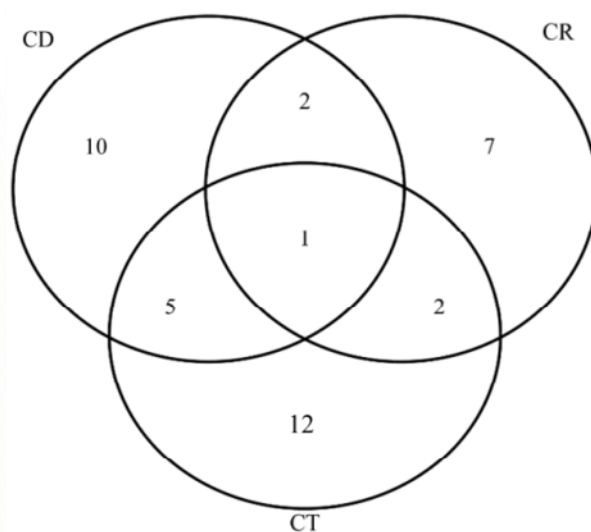


Fig. 4. Diagrama de Venn mostrando o compartilhamento de espécies entre o Cerrado Rupestre (CR), Cerrado Típico (CT) e Cerradão (CD), no Parque do Bacaba, Nova, Mato Grosso Brasil.

Estrutura da vegetação

Não houve diferença estrutural entre as fitofisionomias avaliadas, tanto em relação à altura (Kruskal-Wallis qui-quadrado = 51,85; df = 49; $p > 0,36$) quanto em relação ao diâmetro (Kruskal-Wallis qui-quadrado = 47,8; df = 54, $p > 0,71$). Apesar disto, as árvores do Cerradão foram, pelo menos, um metro mais altas (em média) e apresentaram área basal ligeiramente maior do que as do Cerrado Rupestre e Cerrado Típico.

5. DISCUSSÃO

Composição florística

A riqueza total registrada no presente estudo (40 espécies) foi relativamente elevada em comparação com outros trabalhos feitos nas mesmas fitofisionomias ocorrentes nos limites do Parque, com metodologia similar à nossa (Marimon-Junior & Haridasan, 2005; Gomes et al., 2011, 2014; Maracahipes et al., 2011). Isso sugere uma ausência de distúrbios recentes na área e consolida a importância dessa unidade de conservação como espaço mantenedor da biodiversidade do cerrado no leste matogrossense (Marimon et al., 2001; Abad et al., 2010). Eventos de queima no Parque Bacaba ocorrem em intervalos longos, entre cinco e oito anos, e as áreas aqui estudadas estão livres de incêndio há pelo menos 10 anos (Gomes et al., 2011; Elias et al., 2019).

A menor riqueza encontrada no Cerrado Rupestre pode ser atribuída às limitações físicas impostas pelo ambiente, tais como substrato rochoso, solo incipiente, baixa disponibilidade hídrica (Ribeiro & Walter, 2008; Abadia et al., 2018). Adicionalmente, sugerimos que a baixa riqueza seja atribuída à dificuldade de colonização do Cerrado Rupestre, especialmente por espécies com dispersão

limitada. Durante esse processo, as anemocóricas (por exemplo, *A. multiflorum*, *H. byrsonimifolia*, *Kielmeyera coriacea*, *K. rubriflora*, *Pterodon pubescens*, *Pseudobombax longiflorum*, *Q. parviflora* e *V. macrocarpa*) tiveram vantagem, pois representam 67% das espécies ocorrentes no CR. Em contrapartida, a maior riqueza registrada no Cerrado Típico é consistente com os achados de Elias et al. (2019) em estudo feito na mesma área. De acordo com os autores isso provavelmente se deve à posição intermediária da vegetação que recebe influência da flora do CR e do CD.

Dentre as espécies raras, com pelo menos três exemplares, *H. byrsonimifolia* e *K. rubriflora* tiveram ocorrência restrita ao Cerrado Rupestre. Ambas apresentaram importância fitossociológica nos estudos feitos em áreas Cerrado Típico e Cerrado Rupestre ocorrentes no Parque Bacaba (Maracahipes et al., 2011; Gomes et al., 2011) e no estado de Tocantins (Lemos et al., 2013). Em Goiás, *K. rubriflora* foi considerada preferencial de Cerrado Rupestre (Abreu et al., 2012), sendo também registrada em um Cerradão adjacente à nossa área de estudo (Marimon-Junior & Haridasan, 2005). A partir desses achados sugerimos que *H. byrsonimifolia* seja uma espécie caracterizadora do Cerrado Rupestre estudado e que *K. rubriflora* seja uma espécie preferencial de Savana. O fato de o Cerrado Rupestre fornecer condições para o desenvolvimento de espécies arbóreas (por exemplo, *K. rubriflora*, *V. macrocarpa*, *P. longiflorum* e *Q. parviflora*) evidencia o caráter vantajoso fornecido pela sua posição geográfica, na região pré-amazônica, em relação aos outros do Brasil central, cujo volume expressivo de precipitação favorece o desenvolvimento da flora lenhosa (Maracahipes-Santos et al., 2017).

As espécies mais abundantes do Cerradão (*Q. parviflora*, *A. multiflorum* e *P. ramiflora*) não apresentaram ocorrência restrita a esta fitofisionomia, ratificando as observações de Ribeiro e Walter (2008) de que o cerradão é formado por um misto de espécies não-exclusivas, próprias de ambientes florestais e savânicos. Com relação aos atributos edáficos, o Cerradão estudado exibe caráter distrófico, com baixos níveis de cátions trocáveis (Marimon-Junior & Haridasan, 2005). Diversos trabalhos têm mostrado que o Cerradão vem sofrendo com a mortalidade de espécies arbóreas chave para a manutenção desta fitofisionomia como *Tachigali vulgaris* (L. F. Gomes da Silva & H. C. Lima) e *Hirtella glandulosa* (Spreng.) (Marimon et al., 2014), amplamente distribuídas pelos cerradões do leste matogrossense (Ratter et al., 1973; Oliveira-Filho & Ratter, 1995; Marimon-Junior & Haridasan, 2005).

A proximidade geográfica entre habitats distintos pode influenciar a similaridade florística entre eles, sendo que quanto menos distantes forem, mais similares serão (Maracahipes-Santos et al., 2017). O caráter contíguo das diferentes fitofisionomias que compõem a nossa área de estudo, aliado à supressão do fogo (que auxilia o adensamento da vegetação) podem ter contribuído para uma homogeneização florística das comunidades, e ter reduzido o efeito da variação na composição de espécies entre as áreas.

A espécie *Q. parviflora* obteve status de generalista, pois ocorreu nas três fitofisionomias. A plasticidade ecológica de *Q. parviflora* foi também reportada em áreas de cerrado *sensu stricto* do Brasil central (Assunção & Felfili, 2004; Souza & Coimbra, 2005; Felfili & Fagg, 2007), do leste matogrossense (Marimon et al., 1998; Gomes et al., 2011, 2014; Maracahipes et al., 2011; Valadão

et al., 2016) e ainda em formações florestais de cerrado (Giácomo et al., 2015; Reis et al., 2015), sendo, portanto, considerada uma espécie com distribuição ampla pelo bioma (Felfili et al., 2002). A equabilidade foi alta nas três áreas devido ao alto número de espécies exclusivas, isso pode ser explicado pela transição gradual das características físicas entre os ambientes, provavelmente, relacionadas à topografia, à disponibilidade hídrica e ao solo (Elias et al., 2019).

Estrutura da vegetação

O fato de o Cerradão ter apresentado maiores altura e área basal média (Tabela 1) do que o Cerrado Típico e o Cerrado Rupestre confirmam o reconhecido destaque destas fitofisionomias para os atributos estruturais aqui mensurados (Ribeiro & Walter, 2008). Entretanto, sugerimos a condução de estudos adicionais que contemplem os aspectos estruturais e hidrológicos da vegetação do Cerrado Rupestre no Parque Bacaba.

6. CONCLUSÃO

No presente trabalho não foram observadas diferenças florísticas e estruturais entre as fitofisionomias de Cerrado Rupestre, Cerrado Típico e Cerradão principalmente devido ao baixo esforço amostral empregado; aliado a alguns aspectos ecológicos como proximidade geográfica entre as áreas que se apresentam como comunidades praticamente contíguas ao longo do bioma cerrado e devido à mortalidade de exemplares-chave para o cerradão, como a espécie *T. vulgaris*.

REFERÊNCIAS

- Abad, J. C. S. & Marimon, B. S. 2008. Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Bacaba (Nova Xavantina, MT). In Santos, J. E., & Galbiati, C. (Orgs.), *Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura 1* (pp. 23-56). Sao Carlos (SP): RiMA.
- Abadia, A. C., Lenza, E., Mews, H. A., Maracahipes-Santos, L., ... Pessoa, M. J. G. (2018). Savannas on two different substrates in Brazil have a similar species diversity, but distinct edaphic conditions and species composition. *Brazilian Journal of Botany*, *41*, 57-64.
- Abreu, M. F., Pinto, J. R. R., Maracahipes, L., Gomes, L., ... Lenza, E. (2012). Influence of edaphic variables on the floristic composition and structure of the tree-shrub vegetation in typical and rocky outcrop *cerrado* areas in Serra Negra, Goiás State, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, *35*, 259-272.
- Abreu, R. C. R., Hoffmann, W. A., Vasconcelos, H. L., ... Durigan, G. (2017). The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savana. *Sci. Adv.*, *3*, e1701284.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol.*, 711-728.
- Assunção, S. L., & Felili, J. M. 2004. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá DF, Brasil. *Acta. Bot. Bras.*, *18*, 903-909.
- Bridgewater, S., Ratter, J. A., & Ribeiro, J. F. 2004. Biogeographic patterns, b-diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodiversity and Conservation*, *13*, 2295-2318.
- Dos Santos, J. O., Lenza, E., Maracahipes-Santos, L., Forsthofer, M., ... Pedroni, F. (2017). Assessment of differences between two vegetation physiognomies, including the variation among strata, provides insights on biodiversity conservation of "Cerrado". *Braz. J. Bot.*, *40*, 923-932. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0405-0>.
- Egler, M., Egler, C. A. G., Franz, B., ... Freitas, M. (2012). Indicators of deforestation in the Southern Brazilian Pre-Amazon. *Reg Environ Change*, *2*, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0331-4>.
- Eiten, G. (1972). The Cerrado Vegetation of Brazil. *Botanical Review*, *38*, 201-341.
- Elias, F., Marimon-Júnior, B. H., Oliveira, F. J. M., ... Marimon, B. S. (2019). Soil and topographic variation as a key factor driving the distribution of tree flora in the Amazonia/Cerrado transition. *Acta Oecologica*, *100*, 103467.
- Fearnside, P. M. (2005). Desmatamento na Amazônia brasileira: histórias, índices e consequências. *Megadiversidade*, *1*, 113-123.
- Fearnside, P. M. (2006). Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazônica*, *36*, 395-400.

- Felfili, J. N., & Fagg, C. W. (2007). Floristic composition, diversity and structure of the "cerrado" *sensu stricto* on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. *Revista Brasil. Bot.*, 30, 375-385.
- Flora do Brasil 2020 em construção. (2020). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>.
- Giácomo, R. G., Pereira, M. G., & Carvalho, D. C. (2015). Florística e Fitossociologia em Áreas de Cerradão e Mata Mesofítica na Estação Ecológica de Pirapitinga, MG. *Floresta e Ambiente*, 22, 287-298.
- Gomes, L., Lenza, E., Maracahipes, L., ... Oliveira, E. A. (2011). Comparações florísticas e estruturais entre duas comunidades lenhosas de cerrado típico e cerrado rupestre, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 25, 865-875.
- Gomes, L., Maracahipes, L., Marimon, B. S., Reis, S. M., ... Lenza, E. (2014). Post-fire recovery of savanna vegetation from rocky outcrops. *Flora*, 209, 201-208.
- Goodland, R., & Pollard, R. (1973). The Brazilian Cerrado Vegetation: A fertility Gradient. *Journal of Ecology*, 61, 219-224.
- Hoffman, W. A., Geiger, E. L., Gotsch, S. G., Rossato, D. R., ... Franco, A. C. (2012). Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters*. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x>
- Lagos, M. C. C., & Marimon, B. S. (2012). Chuva de sementes em uma floresta de galeria no Parque do Bacaba, em Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore*, 36, 311-320.
- Lemos, H. L., Pinto, J. R. R., Mews, H. A., & Lenza, E. (2013). Structure and floristic relationships between Cerrado *sensu stricto* sites on two types of substrate in northern Cerrado, Brazil. *Biota Neotrop.*, 13, 121-132.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and its measurement*. Princeton: Newjersey.
- Maracahipes, L., Lenza, E., Marimon, B. S., Oliveira, E. A., ... Marimon-Junior, B. (2011). Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotrop.*, 11, 133-141.
- Maracahipes-Santos, L., Lenza, E., Santos, J. O., Marimon, B. S., Eisenlohr, P. V., Marimon-Junior, B. H., & Feldpausch, T. R. (2015). Diversity, floristic composition, and structure of the woody vegetation of the Cerrado in the Cerrado-Amazon transition zone in Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 38, 1-11. <http://dx.doi.org/10.1007/s40415-015-0186-2>.
- Maracahipes-Santos, L., Lenza, E., Santos, J. O., Mews, H. A., & Oliveira, B. (2017). Effects of soil and space on the woody species composition and vegetation structure of three Cerrado phytophysiognomies in the Cerrado-Amazon transition. *Braz. J. Biol.* <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.02016>

- Marimon, B. S., Varella, R. F., & Marimon-Júnior, B. H. (1998). Fitossociologia de uma área de cerrado de encosta em Nova Xavantina, Mato Grosso. *Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer*, 3, 82-101.
- Marimon, B. S., Felfili, J. M., Lima, E. S., & Rodrigues, A. J. (2001). Distribuições de circunferências e alturas em três porções da mata de galeria do Corrego do Bacaba, Nova Xavantina-MT. *Revista Árvore*, 25, 335-343.
- Marimon, B. S., Felfili, J. M., Lima, E. S., Duarte, W. M. G., & Marimon-Junior, B. H. (2010). Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazonica*, 40, 107-118.
- Marimon, B. S., Marimon-Júnior, B. H., Feldpaush, T. R., ... Phillips, O. L. (2014). Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest–cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecology e Diversity*. <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2013.818072>.
- Marimon-Júnior, B. H., & Haridasan, M. (2005). Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta bot. bras.*, 19, 913-926.
- Morandi, P. S., Marimon-Júnior, B. H., Oliveira, E. A., Reis, S. M., ... Marimon, B. S. (2015). Vegetation succession in the Cerrado-Amazonian forest transition zone of Mato Grosso state, Brazil. *Edinburg Journal of Botany*, 73, 83-93. <https://doi.org/10.1017/S096042861500027X>.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853- 858.
- Oliveira, B., Marimon-Júnior, B. H., Mews, H. A., Valadão, M. B. X., & Marimon, B. S. (2016). Unraveling the ecosystem functions in the Amazonia–Cerrado transition: evidence of hyperdynamic nutrient cycling. *Plant. Ecol.*, 218, 225-239.
- Oliveira-Filho, A. T., & Ratter, J. A. (1995). A study of the origin of central brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinb. J. Bot.*, 52, 141-194.
- Pinheiro, E. S., & Durigan, G. 2012. Diferenças florísticas e estruturais entre fitofisionomias do cerrado em Assis, SP, Brasil. *Revista Árvore*, 36, 181-193.
- R Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ratter, J. A., Ribeiro, J. F., & Bridgewater, S. (1997). The brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, 80, 223-230.
- Reis, S. M., Lenza, E., Marimon, B. S., Gomes, L., ... Elias, F. (2015). Post-fire dynamics of the woody vegetation of a savanna forest (Cerradão) in the Cerrado-Amazon transition zone. *Acta Botanica Brasilica*, 29, 408-416.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2008). As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In S. M. Sano, S. P. Almeida, & J. F. Ribeiro (Eds.), *Cerrado: ecologia e flora* (pp.151 -212). Planaltina: Embrapa Cerrados.

- Sano, S. M., & Almeida, S. P. (1998). Cerrado: ambiente e flora. Planaltina. Embrapa-CPAC.
- Silva, F. A. M.; Assad, E. D., & Evangelista, B. A. (2008). Caracterização Climática do Bioma Cerrado. In Sano, S. M., Almeida, S. P., & Ribeiro, J. F. (Eds.), *Cerrado: Ecologia e Flora* (pp. 69-88). Planaltina: Embrapa.
- Souza, J. P., & Coimbra, F. G. Estrutura populacional e distribuição espacial de *Qualea parviflora* Mart. em um cerrado censu stricto. *Biosci. J.*, 21, 65-70.
- Staver, A. C., Archibald, S., & Levin, S. A. (2011). The Global Extent and Determinants of Savanna and Forest as Alternative Biome States. *Science*, 334, 230-232. <https://doi.org/10.1126/science.1210465>
- Valadão, M. B. X., Marimon-Júnior, B. H., Oliveira, B., ... Marimon, B. S. (2016). Biomass hyperdynamics as a key modulator of forest self-maintenance in a dystrophic soil in the Amazonia-Cerrado transition. *Scientia Florestalis*, 44, 475-485.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Família	Espécie	Ocorrência	Abundância
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	CR	2
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	CD	1
Apocynaceae	<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	CR/CT	1/3
Arecaceae	<i>Syagrus comosa</i> (Mart.) Mart.	CT	1
Arecaceae	<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	CD	5
Bignoniaceae	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	CT	1
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	CT	1
Celastraceae	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	CT	1
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	CD	2
Chrysobalanaceae	<i>Licania humilis</i> Cham. & Schltld.	CD	1
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	CR	1
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera rubriflora</i> Cambess.	CR	3
Dilleniaceae	<i>Curatela americana</i> L.	CT	1
Dilleniaceae	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	CT	1
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	CR/CT	1/1
Fabaceae	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	CT	1
Fabaceae	<i>Dipteryx alata</i>	CT/CD	1/1
Fabaceae	<i>Peltogyne confertiflora</i> (Mart. ex Hayne) Benth.	CT	2
Fabaceae	<i>Pterodon pubescens</i> Benth.	CR	1
Fabaceae	<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	CD	1
Fabaceae	<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke.	CR/CD	3/1
Loganiaceae	<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	CT	1
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> Saint-Hilaire	CT	2
Malpighiaceae	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	CT	2
Malpighiaceae	<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	CT	1
Malpighiaceae	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	CR	4
Malvaceae	<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A.Ro- byns	CR/CD	1/1
Melastomataceae	<i>Mouriri elliptica</i> Mart	CD	2
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	CD	3
Myrtaceae	<i>Psidium</i> sp.	CR	1
Nyctaginaceae	<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	CT/CD	1/2
Ochinacea	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	CT/CD	2/1
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	CT/CD	2/2
Sapindaceae	<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	CD	1
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	CD	1
Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	CT/CD	3/1
Sp.1	Sp.1	CR	1
Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	CD	2
Vochysiaceae	<i>Qualea parviflora</i> Mart.	CR/CT/CD	2/6/1



Amostragem da composição e estrutura da vegetação do Cerrado

4

INCREMENTO EM DIÂMETRO E CARACTERÍSTICAS DA COPA DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM ÁREAS COM DIFERENTES HISTÓRICOS DE FOGO

Daniel Ferreira de Oliveira^{a,*}, Aline Cristina Ferragutti^a, Camila Silva Borges^a, Divino Vicente Silvério^{a,b}, Hellen Kezia Silva Almada^a, Leonardo Maracahipes dos Santos^{a,b}

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, Caixa Postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

^bInstituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Canarana, Mato Grosso, Brasil.

Autor correspondente

*E-mail para correspondência: danielferreira.bg@gmail.com

RESUMO

A passagem do fogo em áreas de cerrado pode causar a morte da planta, de ramos e perda das folhas. Assim, o fogo pode potencialmente mudar a estrutura da copa das plantas por danos diretos às plantas ou por promover aumento nas taxas de crescimento dos indivíduos sobreviventes devido a menor competição e maior disponibilidade de nutrientes pós-fogo. Nosso objetivo foi avaliar o crescimento em diâmetro e a estrutura da copa em duas áreas adjacentes de cerrado típico com diferentes históricos de fogo: uma não queimada há 12 anos e outra queimada nos anos de 2008 e 2016. Em 2014, foi medido o diâmetro de 34 plantas na área não queimada e 38 na área queimada. Em 2019, repetimos as medidas de diâmetro e avaliamos a área e a profundidade da copa para todos os indivíduos. O crescimento em diâmetro do tronco e na profundidade da copa não se diferiram entre o cerrado queimado e o não queimado. Quando comparamos as três espécies comuns entre os ambientes (*Davilla elliptica*, *Byrsonima coccolobifolia* e *Ouratea hexasperma*), *D. elliptica* e *O. hexasperma* apresentaram maior crescimento em diâmetro no cerrado queimado. Além disso, *B. coccolobifolia* apresentou maior profundidade de copa nesse sítio. Dessa forma, o efeito do fogo sobre a estrutura da copa de plantas lenhosas do Cerrado varia grandemente entre as espécies, sendo algumas espécies mais sensíveis do que outras. Porém, algumas espécies podem se beneficiar com a passagem do fogo, investindo mais em crescimento em função da maior deposição de nutrientes e menor competição.

Palavras-chave: Distúrbio ambiental, Profundidade de copa, Atributos de copa

1. INTRODUÇÃO

O fogo é um fenômeno histórico em ecossistemas savânicos, pois molda as características do ambiente e promove o desenvolvimento de estratégias anatômicas, fisiológicas e comportamentais de fundamental importância para a persistência de espécies arbóreas (Bond & van Wilgen, 1996), como a formação de ritidomas espessos e corticosos, órgãos subterrâneos de reserva e alta capacidade de rebrota (Furley & Ratter, 1988; Hoffmann et al., 2000; Miranda et al., 2002). Há registros de que a vegetação do Bioma Cerrado, coevoluiu nos últimos 32 mil anos com a presença de incêndios periódicos (Ledru, 2002). Porém, incêndios mais frequentes podem resultar em mudanças florísticas e estruturais na vegetação devido à redução no recrutamento e na densidade de árvores e arbustos (Rios et al., 2018).

As queimadas são perturbações severas que destroem a biomassa e, conseqüentemente, afetam a sobrevivência, crescimento e a reprodução das plantas (Medeiros & Miranda, 2008). Portanto, o fogo diminui a competição entre as plantas e modifica a composição de espécies (Medina & Huber, 1992), atuando como um filtro ambiental relevante que seleciona as espécies cujos atributos funcionais permitam sua sobrevivência e a tolerância das condições abióticas derivadas deste distúrbio (Cianciaruso et al., 2009). Maior frequência e intensidade desse distúrbio podem reduzir o número de espécies lenhosas, diminuindo consideravelmente sua riqueza e biodiversidade (Miranda et al., 2002). Por outro lado, o carvão e as cinzas produzidos na queima de material vegetal podem ser benéficos para a vegetação em recuperação, pois quando misturados ao solo, aumentam a disponibilidade de nutrientes, diminuem a porosidade e aumentam a capacidade de retenção de água (Zanetti et al., 2003), possibilitando o incremento dos indivíduos sobreviventes (e.g. Reis et al., 2015, 2017) e o estabelecimento de novos indivíduos.

A arquitetura da copa é uma característica resultante da interação entre o indivíduo e os vários aspectos do contexto ambiental no qual está inserido (Lenti, 2014). Nesse sentido, o regime de fogo pode representar uma forte limitação ao desenvolvimento pleno da parte aérea (Hoffman, 2002; Hoffman et al., 2009), uma vez que a temperatura do ar acima das chamas pode chegar a mais de 500°C (Miranda et al., 1996), danificando irreversivelmente a copa através da morte (imediate ou posterior) de ramos terminais posicionados abaixo da altura de escape das chamas (Miranda & Sato, 2005; Medeiros & Miranda, 2008; Grady & Hoffman, 2012). Entretanto, a recuperação da vegetação lenhosa (sobrevivente) é relativamente rápida. Em indivíduos maiores há uma produção intensa de rebrotas a partir das gemas dormentes no fuste (Ribeiro et al., 2012; Lenti, 2014), que são capazes de repor a folhagem nas copas sem ter que investir em produção de novos rametas ou perfilhos das gemas subterrâneas ou no nível do solo. Por outro lado, indivíduos pequenos podem perder grande parte da sua copa ou biomassa aérea (*topkill*) apresentando rebrotamento a partir de gemas no nível do solo ou até mesmo de outras estruturas subterrâneas (Miranda et al., 2002). Essa capacidade de rebrota dos caules que são danificados ou destruídos durante os eventos de queimada é uma característica chave da história de vida, a qual promove a persistência das árvores na savana (Higgins et al., 2000).

Nosso objetivo foi comparar o incremento em diâmetro do tronco e a estrutura de copa (profundidade e área de copa) em dois sítios adjacentes de cerrados típicos com diferentes históricos de fogo, um com queimadas nos anos de 2008 e 2016 e outro queimado há mais de 12 anos. Testaremos as seguintes hipóteses: 1) espécies de cerrado típico queimado apresentarão taxa de crescimento em diâmetro maior que espécies de cerrado típico não queimado, devido a maior disponibilidade de nutrientes e menor competição; 2) indivíduos de cerrado com maior frequência de fogo (queimado) apresentarão maior profundidade de copa devido ao rebrotamento de novos ramos presente no fuste; 3) a área da copa do cerrado típico queimado será menor, devido a redução dos ramos terminais mais sensíveis ao fogo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Estudamos dois sítios adjacentes de cerrado típico com diferentes histórico de fogo, ambos localizados no Parque Municipal do Bacaba, em Nova Xavantina, Mato Grosso. O primeiro sítio foi queimado acidentalmente nos anos de 2008 e 2016 e o segundo não é queimado há mais de 12 anos. Ambos os sítios apresentam características savânicas com dossel aberto e presença de estrato herbáceo-graminoso (Marimon-Junior & Haridasan, 2005).

O clima da região é do tipo Aw de acordo a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013), com dois períodos (seco e chuvoso) bem definidos, o período chuvoso se estende de outubro a março e o seco de abril a setembro. A temperatura média anual da região é 26,5 °C, e precipitação total anual em torno de 1.400 mm/ano, de acordo com os dados obtidos no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, estação Nº 83319) entre 2000 e 2018.

Coleta de dados

Em um estudo prévio realizado em 2014, foi medido o diâmetro de 34 plantas na área não queimada e 38 na área queimada. Para o presente estudo, remedimos o diâmetro nas mesmas plantas em outubro de 2019. Nesse último censo também avaliamos a área e a profundidade da copa para todos os indivíduos. Todos os indivíduos amostrados apresentaram diâmetro ≥ 5 cm a 30 cm do solo e estavam afastados a uma distância mínima de 3 m entre si. Para calcular a profundidade da copa utilizamos uma trena a laser (Fig. 1 A) para medir a altura total da planta e altura da primeira folhagem. Para calcular a área da copa utilizamos uma fita métrica para medir o comprimento da copa nas coordenadas x e y, ou seja, de uma ponta a outra em sentidos transversais (diâmetro maior, D_x e **diâmetro menor**, D_y) (Fig. 1 B). Coletamos as medidas de diâmetro do tronco com o auxílio de uma fita diamétrica (Fig. 1 C). Amostramos 10 espécies no cerrado típico não queimado e 11 espécies no cerrado típico queimado. Dessas espécies, 3 eram coocorrentes (*Davilla elliptica*, *Byrsonima coccolobifolia* e *Ouratea hexasperma*), cada uma apresentando pelo menos 3 indivíduos em ambas as áreas.



Fig. 1. Amostragem de plantas lenhosas em sítios de cerrado típico queimado e não queimado no Parque do Bacaba, Mato Grosso, Brasil. a) medição da altura dos indivíduos com trena a laser; b) coleta de dados para área e profundidade da copa; c) medida de diâmetro do tronco com uso de trena.

Análise de dados

Calculamos a taxa de crescimento em diâmetro do tronco (CDT) por meio das diferenças em incremento (CDT = diâmetro alcançado em 2019 - diâmetro registrado em 2014). Para o cálculo da área de copa (AC) consideramos $AC = 0,25 * \pi * D_x * D_y$. Para o cálculo da profundidade de copa (PC) consideramos $PC = \text{altura total do indivíduo} - \text{altura da primeira folhagem}$. Para comparar as médias de área e profundidade de copa e a taxa de crescimento em diâmetro entre o cerrado queimado e não queimado, bem como das três espécies coocorrentes, utilizamos o Teste t de *Student* com nível de 10% de probabilidade, visando assim detectar se houve interferência do fogo. Para satisfazer as premissas da análise de teste t de *Student*, testamos a normalidade (Shapiro-Wilk) e a homogeneidade de variâncias (Levene) nos resíduos das análises. Realizamos as análises citadas e seus respectivos gráficos com a utilização do *software* R versão 3.6.2 (R Core Team, 2019).

3. RESULTADOS

Não observamos diferença significativa na taxa de crescimento em diâmetro das plantas entre o sítio queimado e o não queimado ($t_{(67,73)} = -1,13$; $p = 0,26$), embora tenhamos notado tendência para maior crescimento no sítio queimado (Fig. 2). Ao compararmos o crescimento em diâmetro das espécies coocorrentes nos dois ambientes (*Davilla elliptica*, *Byrsonima coccolobifolia* e *Ouratea hexasperma*), houve diferença significativa para *D. elliptica* ($t_{(21,93)} = 1,61$; $p = 0,07$) e *O. hexasperma* ($t_{(20,87)} = 1,76$; $p = 0,09$) entre os ambientes, onde as taxas de crescimento foram maiores no sítio queimado (Fig. 2).

A profundidade da copa não diferiu significativamente entre o cerrado queimado e o não queimado ($t_{(56,41)} = -1,52$; $p = 0,13$). Contudo, quando analisamos somente as espécies coocorrentes, *B. coccolobifolia* apresentou maior profundidade de copa no sítio queimado ($t_{(16,89)} = 3,64$; $p = 0,002$) (Fig. 3). A área da copa por sua vez não diferiu significativamente entre cerrado queimado e não queimado. Observamos padrão semelhante para as espécies coocorrentes nos sítios, apesar de *B. coccolobifolia* ter apresentado uma tendência a maior área da copa no sítio queimado (Fig. 4).

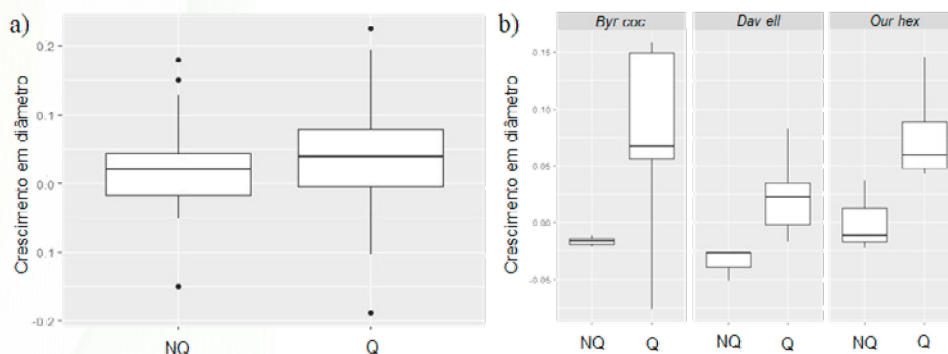


Fig. 2. a) Crescimento em diâmetro (cm) do cerrado típico queimado (Q) e não queimado (NQ); b) Crescimento em diâmetro entre espécies coocorrentes no cerrado típico queimado e não queimado no Parque do Bacaba, Mato Grosso, Brasil. *Byr coc* = *Byrsonima coccolobifolia*, *Dav ell* = *Davilla elliptica*, e *Our hex* = *Ouratea hexasperma*.

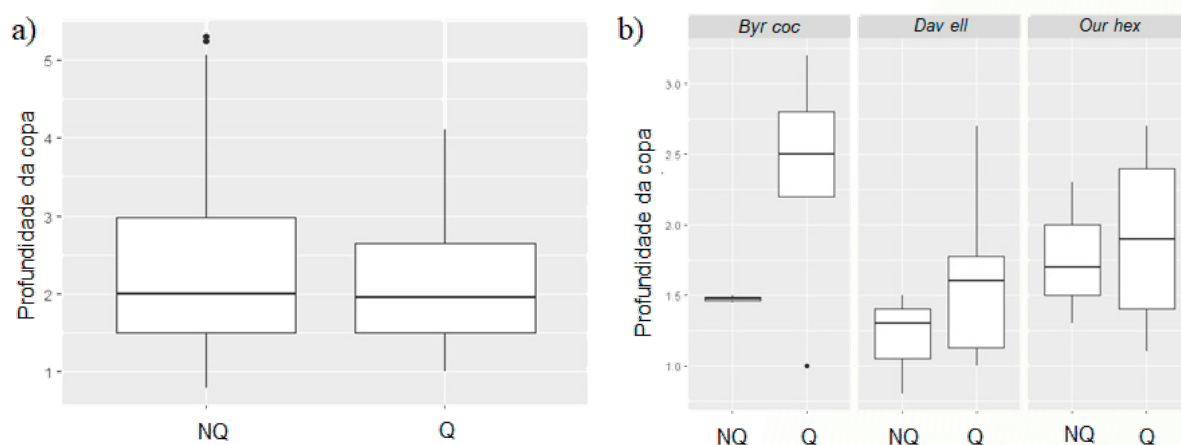


Fig. 3. a) Profundidade da copa (m) entre cerrado queimado e não queimado; b) Profundidade da copa de espécies coocorrentes no cerrado queimado e não queimado no Parque do Bacaba, Mato Grosso, Brasil. *Byr coc* = *Byrsonima coccolobifolia*, *Dav ell* = *Davilla elliptica*, e *Our hex* = *Ouratea hexasperma*.

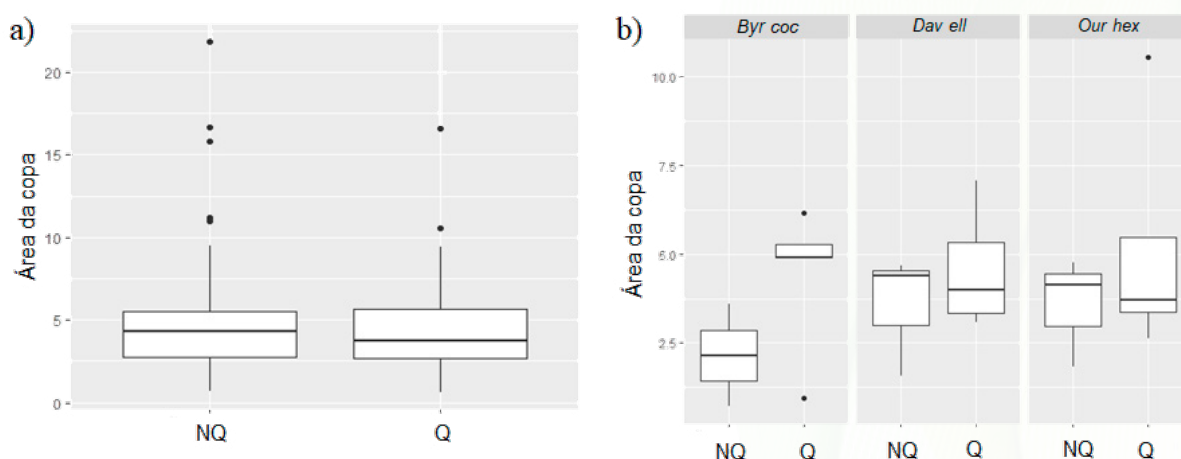


Fig. 4. a) Área da copa (m²) entre cerrado típico queimado e não queimado. b) área da copa de espécies de coocorrentes de cerrado típico queimado (Q) e não queimado (NQ) Parque do Bacaba, Mato Grosso, Brasil. *Byr coc* = *Byrsonima coccolobifolia*, *Dav ell* = *Davilla elliptica*, e *Our hex* = *Ouratea hexasperma*.

4. DISCUSSÃO

Nossas duas primeiras hipóteses foram parcialmente corroboradas, pois o cerrado típico com maior frequência de queimadas apresentou uma tendência para maior crescimento em diâmetro e maior profundidade da copa, especialmente quando avaliamos as espécies coocorrentes, ou seja, aquelas comuns aos dois ambientes. Entretanto, o fato de nem todas as espécies se diferenciarem entre as duas áreas sugere que os indivíduos das diferentes espécies são afetados de modo distinto pelo fogo. Por outro lado, a nossa terceira hipótese foi refutada, uma vez que a área da copa não variou entre as comunidades e nem entre as espécies coocorrentes.

Incêndios frequentes tendem a aumentar o volume de matéria orgânica nos solos do cerrado devido à deposição de folhas secas e material parcialmente carbonizado (González-Pérez et al., 2004; Knicker, 2007) e a tonificação do processo de fixação de nitrogênio (van de Vijver et al., 1999). Além disso, o fogo altera as estruturas químicas da matéria orgânica, levando à formação de compostos mais estáveis que podem permanecer no solo por mais tempo (Knicker, 2007). Dessa forma, o maior crescimento em diâmetro dos indivíduos que permanecem vivos, pode ser um efeito do aumento da fertilidade do solo promovido pela queima de matéria orgânica (Silva & Batalha, 2008). Além disso, após a queimada há um relaxamento da competição devido a mortalidade de muitos indivíduos, o que pode favorecer o crescimento das árvores sobreviventes (Silva et al., 2011).

A maior profundidade da copa na área queimada para duas das três espécies avaliadas pode estar relacionada com o estímulo à produção mais intensiva de novos ramos para reposição de órgãos vegetativos após passagem do fogo (Lucena et al., 2015), uma vez que o período entre o evento de queima e o presente estudo, cerca de três anos, é suficiente para que essas rebrotas se desenvolvam e se incorporem à base da copa, conferindo a estes indivíduos maior profundidade de copa (Lenti, 2014). Além disso, as variações observadas entre as espécies coocorrentes podem ser resultantes das variações na ecologia das plantas, explicando as diferenças entre indivíduos da mesma espécie que devido a sua plasticidade, ou capacidade de se adaptar as condições a que são submetidas, acabam se adaptando e desenvolvendo diferentes mecanismos de defesa e sobrevivência (Peltzer et al., 2010; Hirota et al., 2011).

5. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo apontaram grande variação entre espécies em relação aos efeitos do fogo sobre o crescimento e estrutura da copa de plantas lenhosas do Cerrado, mas outros estudos com uma amostragem mais ampla são necessários para confirmar os danos relacionados ao fogo e se a maior disponibilidade de nutrientes após o fogo realmente afeta a taxa de crescimento e a estrutura da copa dos indivíduos que permanecem vivos.

REFERÊNCIAS

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6): 711-728.
- Bond, W. J., & van Wilgen, B. W. (1996). *Fire and Plants*. New York (NY): Chapman & Hall.
- Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., & Batalha, M. A. (2009). Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9, 93-103.
- Furley, P. A., & Ratter, J. A. (1988). Soil resource and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. *Journal of Biogeography*, 15, 97-108.
- González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G., & Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter – a review. *Environ Int*, 30, 855-870.
- Grady, J. M., & Hoffmann, W. A. (2012). Caught in a fire trap: recurring fire creates stable size equilibria in woody resprouters. *Ecology*, 93(9), 2052–60.
- Higgins, S. I., Bond, W. J., & Trollope, W. S. W. (2000). Fire, resprouting and variability: a recipe for grass–tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology*, 88(2), 213-229.
- Hoffmann, W. A. (2002). Direct and indirect effects of fire on radial growth of cerrado savanna trees. *Journal of Tropical Ecology*, 18(1), 137-142.
- Hoffmann, W. A., Adasme, R., Haridasan, M., Carvalho, M. T., Geiger, E. L., Pereira, M. A. B., & Franco, A. C. (2009). Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology*, 90(5), 1326-1337.
- Hirota, M., Holmgren, M., Vannes, E. H., & Scheffer, M. (2011). Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science*, 334, 232-235.
- Hoffmann, W. A., Bazzaz, F. A., Chatterton, N. J., Harrison, P., & Jackson, R. B. (2000). Elevated CO₂ enhances resprouting of a tropical savanna tree. *Oecologia*, 123, 312-317.
- Knicker, H. (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85, 91-118.
- Ledru, M. P. (2002). Late Quaternary history and evolution of the cerrados as revealed by palynological records. In Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (Orgs.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (pp. 33-50). Columbia University Press.
- Lenti, F. E. B. (2014). *Arquitetura de copas de árvores decíduas e sempre-verdes em cerrado sentido restrito no Distrito Federal*. Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília.
- Lucena, I. C., Leite, M. B., & Matos, D. M. S. (2015). A deciduidade foliar indica a vulnerabilidade de espécies lenhosas ao fogo. *Revista Árvore*, 39, 59-68.
- Marimon-Junior, B. H., & Haridasan, M. (2005). Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19, 913-926.

- Medeiros, M. B., & Miranda, H. S. (2008) Post-fire resprouting and mortality in cerrado woody plant species over a three-year period. *Edinburgh Journal of Botany*, 65(1), 53-68.
- Medina, E., & Huber, O. (1992). The role of biodiversity in the functioning of savanna ecosystems. In Solbrig, O. T., Emden, H. M., & van Oordt, J. J. (Eds.), *Biodiversity and Global Change* (pp. 139-158). Paris: IUBS.
- Miranda, H. S., Bustamante, M. M. C., & Miranda, A. C. (2002). The fire factor. In Oliveira, O. S., Marquis, R. J. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history a Neotropical Savanna* (pp. 51-68). New York (NY): Columbia University Press.
- Miranda, H. S., & Sato, M. N. (2005). Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília (DF): Ministério do Meio Ambiente.
- Miranda, H. S., Silva, E. P., & Miranda, A. C. (1996). Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. *Impactos de Queimadas Em áreas de Cerrado e Restinga* (pp. 53-60).
- Peltzer, D. A., Wardle, D. A., Allison, V. J., Baisden, W. T., Bardgett, R. D., ... Walker, L. R. (2010). Understanding ecosystem retrogression. *Ecological Monographs*, 80, 509-529.
- Reis, S. M., Lenza, E., Marimon, B. S., Gomes, L., Forsthofer, M., ... Elias, F. (2015). Post-fire dynamics of the woody vegetation of a savanna forest (Cerradão) in the Cerrado-Amazon transition zone. *Acta Botanica Brasilica*, 29(3), 408-416
- Reis, S. M., Oliveira, E. A., Elias, F., Gomes, L., Morandi, P. S., ... Oliveira, B. (2017). Resistance to fire and the resilience of the woody vegetation of the “Cerradão” in the “Cerrado”–Amazon transition zone. *Brazilian Journal of Botany*, 40, 193-201.
- Ribeiro, M. N., Sanchez, M., Pedroni, F., & Peixoto, K. S. (2012). Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. *Acta Bot. Bras.*, 26(1), 203-217.
- Rios, M. N. S., Sousa-Silva, J. C., & Malaquias, J. V. (2018). Mudanças pós-fogo na florística e estrutura da vegetação arbóreo-arbustiva de um cerrado sentido restrito em Planaltina, DF. *Ciência Florestal*, 28, 469-482.
- Silva, D. M., & Batalha, M. A. (2008). Soil–vegetation relationships in cerrados under different fire frequencies. *Plant and Soil*, 311, 87-96.
- Silva, D. M., Loiola, P. P., Rosatti, N. B., Silva, I. A., Cianciaruso, M. V., & Batalha, M. A. (2011). Os efeitos dos regimes de fogo sobre a vegetação de Cerrado no Parque Nacional das Emas, GO: considerações para a conservação da diversidade. *Biodiversidade Brasileira*, 1(2), 26-39.
- Van de Vijver, C. A. D. M., Poot, P., & Prins, H. H. T. (1999). Causes of increased nutrient concentrations in post-fire regrowth in an East African savanna. *Plant Soil*, 214, 173-185.
- Zanetti, M., Cazetta, J. O., Mattos-Junior, D., & Carvalho, S. A. (2003). Uso de subprodutos de carvão vegetal na formação do porta-enxerto limoeiro ‘cravo’ em ambiente protegido. *Revista Brasileira de Fruticultura, Jaboticabal*, 25, 508-512.



Amostragem de diâmetro e altura de espécies arbóreas em Cerrado

5

DIVERSIDADE DE INSETOS PREDADORES EM TRÊS DIFERENTES SUBSTRATOS NO CÓRREGO BACABA

Camila Silva Borges^{a,*}, Micael Felipe de Moraes^a, Nubia França da Silva Giehl^{b,c}

^a*Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, Caixa Postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.*

^b*Laboratório de Ecologia de Bentos, Departamento de Genética, Ecologia e Evolução Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos 6627, Belo Horizonte, Minas Gerais 31270, Brasil*

^c*Laboratório de Ecologia de Bentos, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Antônio Carlos, 6627, Pampulha, Belo Horizonte - MG, 31270-901, Brasil*

Autor correspondente

*E-mail para correspondência: camilasilvaborges7@gmail.com

RESUMO

Nos córregos tropicais, a heterogeneidade de habitats promove alta diversidade de espécies. Diante disto, nosso objetivo foi comparar a composição e a riqueza de gêneros e a abundância de indivíduos de Odonata e Heteroptera entre três diferentes substratos em córrego no Parque Municipal do Bacaba, bioma Cerrado. Definimos uma transeção linear com 100 metros de comprimento ao longo do Córrego do Bacaba na qual foram definidos oito pontos amostrais equidistantes. Em cada ponto, coletamos os insetos, com o auxílio de Rapiché, nos substratos de areia, folhiço e raiz. Amostramos um total de 103 indivíduos, distribuídos em cinco gêneros de Heteroptera e 11 gêneros de Odonata. Registramos na areia 10 indivíduos e seis gêneros, no folhiço 66 indivíduos e 11 gêneros, e nas raízes 27 indivíduos e nove gêneros. Não observamos diferenças significativas na riqueza e abundância dos gêneros de Odonata e Heteroptera entre os substratos. Porém, observamos uma tendência à preferência pelos substratos com presença de matéria orgânica. Por isso ressaltamos a importância da conservação da vegetação ciliar, principal fonte de matéria orgânica alóctone em riachos do Cerrado.

Palavras-chave: Odonata, Heteroptera, Cerrado, Nova Xavantina

1. INTRODUÇÃO

Vários estudos têm buscado explicar o padrão de distribuição das espécies nas comunidades baseados na teoria de nicho proposta por Hutchinson (1957). Neste sentido, ambientes que apresentam condições ambientais e disponibilidade de recursos semelhantes abrigariam composição de espécies semelhantes, considerando a competição ausente (Chase, 2003; Popielarz & Neal, 2007). Atualmente, esta teoria tem sido bastante utilizada por cientistas, uma vez que por meio dela é possível determinar as variáveis ambientais mais limitantes para os organismos em estudo (Egas et al., 2004).

Nos córregos tropicais, a alta heterogeneidade de habitats permite que esses ambientes apresentem elevada riqueza de espécies (Milesi et al., 2016). Esses habitats podem determinados por diferentes tipos de substratos, como folhiço, raízes, areia e cascalho (Giehl et al., 2018). Assim, a natureza do substrato aquático, associado aos padrões de fluxo de água, determina a distribuição

desigual de mesohabitats, cada um com características peculiares e por isso abrigando espécies distintas (Pardo & Armitage, 1997) e contribuindo para aumentos na abundância de indivíduos e riqueza de espécies (Fidelis et al., 2008). Em riachos, geralmente a maior diversidade de insetos aquáticos é encontrada em substratos orgânicos (Dias-Silva et al., 2013; Brasil et al., 2017; Giehl et al., 2018), com alguns gêneros, apresentando fidelidade e especificidade a esses tipos de substratos, incluindo grupos de insetos predadores (Brasil et al., 2017; Dias-Silva et al., 2013). Desse modo, a qualidade dos substratos é também um importante determinantes da riqueza e diversidade de espécies, que por sua vez são decisivos para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

Os macroinvertebrados aquáticos, por exemplo, desempenham papel importante no ecossistema, pois participam do processo de fragmentação da serapilheira, aumentando a disponibilidade de nutrientes para os níveis tróficos superiores. Geralmente, em ambientes com a presença de invertebrados a taxa de fragmentação da matéria orgânica é mais alta (Webster & Benfield, 1986). Isso é particularmente mais evidente em riachos de pequeno porte, devido à complexidade estrutural da vegetação adjacente e das características físicas e químicas do córrego. Os odonatas e os heterópteros aquáticos, por serem predadores, são organismos-chave na cadeia alimentar, desempenhando um importante papel de controle biológico de outros grupos de insetos (Ohba et al., 2010). Além disso, são importantes bioindicadores de degradação do ecossistemas, pois são afetados pela alteração na vegetação ciliar e na estrutura física dos riachos (Cunha & Juen, 2017; Martijn, 2019; Giehl et al., 2019).

A subordem Heteroptera (Ordem: Hemiptera) apresenta cerca de 38.000 mil espécies descritas, em sua maioria terrestre, porém, existem várias espécies que possuem vida aquática ou semiaquática, ocorrendo em ambientes lênticos ou lóticos (Grazia et al., 2012). O grupo Odonata, popularmente conhecido como libélulas, são formados por apenas 5.000 espécies conhecidas, as larvas são aquáticas e adultos terrestre ocorrentes em lagoas e rios, local onde o comportamento reprodutivo é observado (Corbet, 1980). Nosso objetivo foi avaliar a diferença na diversidade de Odonata e Heteroptera aquáticos entre três diferentes substratos (areia, folhiço e raiz). Nossa hipótese é que o substrato de folhiço apresenta composição de espécies distinta e maior riqueza e abundância de gêneros em relação aos substratos de areia e raiz, se tratar de um ambiente com maior disponibilidade de recurso e proteção (Resh & Rosenberg, 1984).

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Desenvolvemos o presente estudo no Córrego do Bacaba, localizado na zona de transição entre os Biomas Cerrado e Floresta Amazônica, no município de Nova Xavantina, Leste de Mato Grosso (Marimon et al., 2003). O clima da região é do tipo Aw conforme a classificação de Köppen, com dois períodos bem definido, chuvoso e seco (Peel et al., 2007). A temperatura média anual de 25°C e a precipitação média anual varia entre 1300 mm e 1500 mm (Marimon et al., 2010). No Parque ocorre um mosaico de fitofisionomias pertencentes ao Bioma Cerrado (Elias et al., 2019). Uma dessas

fitofisionomias é a mata de galeria (Ribeiro & Walter, 2008) que protege o Córrego do Bacaba (Lagos et al., 2012; Marimon et al., 2003) onde o presente estudo foi desenvolvido.

Coleta de dados

Demarcamos uma transeção linear de 100 metros ao longo do Córrego do Bacaba ($14^{\circ}43'12.4''S$, $57^{\circ}21'35,3''W$) ao longo da qual foram definidos oito pontos amostrais equidistantes, com uma distância aproximada de 12 m entre eles (Fig. 1). Em cada ponto, coletamos, com o auxílio de Rapiché, amostras imersas dos substratos de areia, folhiço e raiz, a fim de verificar a composição de insetos aquáticos pertencentes a ordem Odonata e a subordem Heteroptera (baseado em Dias-Silva et al., 2013, Fig. 2). Conduzimos a triagem do material no local de amostragem (Fig. 3). Identificamos as larvas, em nível genérico em laboratório sob estereomicroscópio Zeiss, com chaves especializadas de Costa et al. (2004) para Odonata e Nieser e Melo (1997) para Heteroptera.

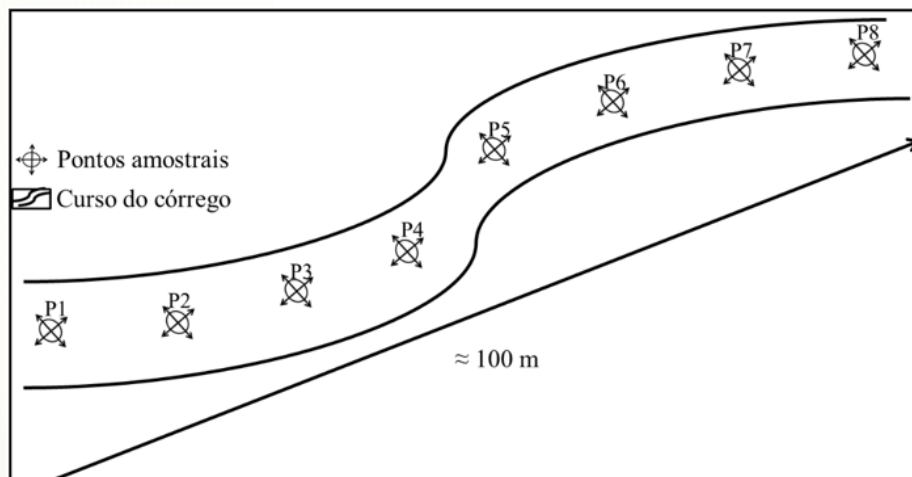


Fig. 1. Desenho amostral da coleta de Odonata e Heteroptera aquáticos realizada no Córrego do Bacaba, Mato Grosso, Brasil.



Fig. 2. Coleta e triagem de Odonata e Heteroptera aquáticos nos substratos areia, folhiço e raiz, realizada no Córrego do Bacaba, Mato Grosso, Brasil.

Análise de dados

Realizamos a análise de variância para testar a hipótese de que a abundância e riqueza observada de insetos são maiores no substrato folhoso. O teste de Shapiro-Wilk mostrou que as variáveis de abundância ($W = 0,80$; $p = 0,003$) e riqueza ($W = 0,91$; $p = 0,047$) não atendem aos pressupostos de normalidade. Recorremos, então, ao teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952). Para avaliar a alteração na composição de espécies entre os substratos, realizamos uma análise de similaridade (ANOSIM; Clarke, 1953) com base no uso do coeficiente de *Bray-Curtis*, o qual fornece uma medida de simetria utilizada para expressar diferenças entre comunidades (Bray & Curtis, 1957). Todas as foram realizadas no programa R (R Development Core Team, 2019), com um grau de significância de 5%.

3. RESULTADOS

Amostramos um total de 103 indivíduos, distribuídos em cinco gêneros de Heteroptera e 11 de Odonata (Tabela 1). No substrato areia, registramos 10 indivíduos e seis gêneros, sendo dois desses pertencentes à subordem Heteroptera e quatro à ordem Odonata. No substrato raiz, registramos 27 indivíduos e nove gêneros (dois de Heteroptera e sete de Odonata). Finalmente, no substrato folhoso encontramos 66 indivíduos e 11 gêneros (três de Heteroptera e oito de Odonata).

Tabela 1. Lista da abundância de gêneros da subordem Heteroptera e da ordem Odonata registradas em três substratos no Córrego do Bacaba, Mato Grosso, Brasil.

Gêneros	Família	Substrato			Total
		Areia	Folhoso	Raiz	
Heteroptera					
<i>Belostoma</i> Latreille, 1807	Belostomatidae			1	1
<i>Limnocoris</i> Stål, 1860	Naucoridae	1			1
<i>Martarega</i> White, 1879	Notonectidae		1		1
<i>Ranatra</i> Fabricius, 1790	Nepidae		1		1
<i>Tenagobia</i> Bergroth, 1977	Corixidae	1	31	3	35
Odonata					
<i>Acanthagrion</i> Selys, 1876	Coenagrionidae		2	2	4
<i>Elga</i> Ris, 1909	Libellulidae		3		3
<i>Epipleoneura</i> Williamson, 1915	Protoneuridae		3	13	16
<i>Gynothemis</i> Calvert e Ris, 1909	Libellulidae	2		3	5
<i>Macrothemis</i> Hagen, 1868	Libellulidae	2	2	2	6
<i>Oligoclada</i> Karsch, 1890	Libellulidae	1	18	1	20
<i>Peristicta</i> Selys, 1860	Protoneuridae			1	1
<i>Perithemis</i> Hagen, 1861	Libellulidae		3	1	4
<i>Planiplax</i> Muttkowski, 1910	Libellulidae		1		1
<i>Progomphus</i> Selys, 1854	Gomphidae	3			3
<i>Protoneura</i> Selys, 1857	Protoneuridae		1		1
Total		10	66	27	103

Não observamos diferenças significativas na abundância registrada entre os substratos (Kruskal-Wallis₍₁₁₎ = 8,74; $p = 0,64$). Apesar disso percebemos tendência de maior abundância de insetos no folhiço do que na areia e nas raízes. Do mesmo modo, não encontramos diferenças significativas na riqueza de gêneros entre os substratos (Kruskal-Wallis₍₆₎ = 7,06; $p = 0,31$) (Fig. 3) mas tendência de maior riqueza no folhiço. Verificamos diferenças significativas na composição entre areia e folhiço ($R = 0,23$; $p = 0,038$); areia e raiz ($R = 0,32$; $p = 0,037$), mas não entre folhiço e raiz ($R = 0,16$, $p = 0,098$).

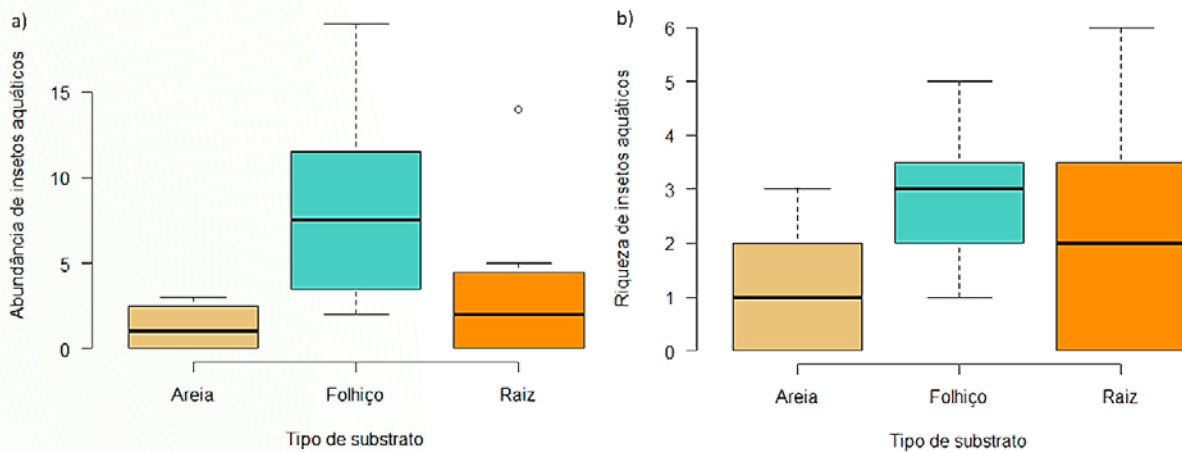


Fig. 3. Análise de variância representando: a) abundância e b) riqueza (de gêneros) de Odonata e Heteroptera entre os substratos amostrados no Córrego do Bacaba, Mato Grosso, Brasil.

4. DISCUSSÃO

Apesar de não encontramos diferenças significativas na abundância e riqueza entre os três substratos, verificamos que houve uma forte tendência do substrato de raiz e principalmente o de folhiço a apresentar maior riqueza e abundância de gêneros em relação à areia. Esse resultado indica que, possivelmente, devido a presença de matéria orgânica esses ambientes possuem maior produtividade (Allan, 1995). Além disso, as folhas e as raízes funcionam como uma barreira física, impedindo que os indivíduos sejam levados pela correnteza, além de funcionar como abrigo e proteção contra predadores e locais de camuflagem para agir como predadores de tocaia (Giehl et al., 2018). Por outro lado, o substrato areia apresenta alta instabilidade, por isso geralmente a diversidade bentônica nesses substratos são baixas (Dias-Silva et al., 2013), sendo muitas vezes associadas a baixa diversidade de microhábitat (Brasil et al., 2017).

Desse modo, a maior riqueza e abundância observada em ambientes com matéria orgânica evidencia a importância da mata ciliar para a conservação da diversidade dos insetos aquáticos, principalmente aqueles mais especialistas de habitat (Juen et al., 2014). A homogeneização dos substratos ocasionado pela degradação dos habitats em conjunto com as atividades humanas pode levar a perda de espécies e de diferentes funções ecológicas que esses organismos aquáticos desempenham, como por exemplo processamento da matéria orgânica (Milesi et al., 2016).

O fato do folhço e raízes terem apresentado composição diferente do substrato areia se deve também à produtividade desses ambientes, pois, muitas vezes esses locais oferecem a possibilidade para o desenvolvimento de muitas espécies que irão servir de alimento para nível trófico superiores (Walker, 1988; Giehl et al., 2018). Os gêneros de insetos aquáticos pertencentes a ordem Odonata exibem uma clara preferência por substratos orgânicos, uma vez que esses ambientes são heterogêneos, o que promove a variedade de microhabitats (Assis et al., 2004), da mesma forma acontece para os gêneros pertencentes à subordem Heteroptera (Dias-Silva et al., 2013).

A descrição dos padrões de distribuição dos diferentes gêneros em relação a sua preferência por substrato em ambientes aquáticos é de extrema importância, pois diminuem as lacunas de conhecimentos e auxiliam no monitoramento ambiental e conservação dos riachos e da sua fauna (Callisto et al., 2001), permitindo melhor o uso desses grupos de organismos como indicadores ambientais. Ademais, mostra a importância da preservação da vegetação ciliar e da integridade do fluxo para manutenção da diversidade de substratos e conseqüentemente de fauna associada (Giehl et al., 2018).

5. CONCLUSÃO

Os insetos aquáticos apresentaram preferência pelos substratos com presença de matéria orgânica, ressaltando ainda mais a importância da conservação da vegetação ao redor dos leitos dos rios. Tais estudos são importantes para determinar o padrão de distribuição das espécies e conseqüentemente para o monitoramento ambiental, uma vez que, as espécies em estudo são importantes indicadores de qualidade ambiental.

6. AGRADECIMENTOS

N.F.S. agradece a bolsa de pós-doutorado à Companhia Energética de Minas Gerais, Pesquisa & Desenvolvimento/Agência Nacional de Energia Elétrica/Companhia Energética de Minas Gerais - P&D Aneel-Cemig GT-599 (Projeto PROECOS).

REFERÊNCIAS

- Allan, J. D. (1995). *Ecologia de Corrente: Estrutura e Função de Águas Correntes* Kluwer. (Ed.). Dordrecht: Academic Publishers.
- Assis, J. F., Carvalho, A. L., & Nessimian, J. L. (2004). Composição e preferência por microhábitat de imaturos (Insecta) em um trecho de baixada do Rio Ubatiba, Maricá-RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 48, 273-282. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262004000200017>.
- Brasil, L. S., Giehl, N. F. S., Batist A, J. D., Resende, B. O., & Cabette, H. S. R. (2017). Aquatic insects in organic and inorganic habitats in the streams on the Central Brazilian savana. *Revista Colombiana de Entomologia*, 43, 286-291. <https://doi.org/10.25100/socolen.v43i2.5961>.
- Callisto, M., Moretti, M., & Goulart, M. (2001) Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6, 71-82. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v6n1.p71-82>.
- Chase, J. M. (2003). Community assembly: when should history matter? *Oecologia*, 136, 489-498. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1311-7>.
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18,117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>.
- Corbet, P. S. (1980). Biology of Odonata. *Annual Review Entomology*, 25, 189-217. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.25.010180.001201>.
- Costa, J. M., De Souza, L. O. I., & Oldrini, B. B. (2004). Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata). Publicações avulsas do museu nacional – Rio de Janeiro 99: 1-44.
- Cunha, E., & Juen, L. (2017). Impacts of oil palm plantations on changes in environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. *Journal of Insect Conservation*, 21, 111–119. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9959-1>.
- Dias-Silva, K., Cabette, H. S. R., Giehl, N. F. S., & Juen, L. (2013). Distribuição de Heteroptera Aquáticos (Insecta) em Diferentes Tipos de Substratos de Córregos do Cerrado Matogrossense. *Entomo Brasilis*, 6,132-140. 1983-0572 <https://doi.org/10.12741>.
- Egas, M., Dieckmann, U. L. F., & Sabelis, M. W. (2004). Evolution Restricts the Coexistence
- Elias, F., Marimon-Junior, B. H., De Oliveira, F. J. M., De Oliveira, J. C. A., & Marimon, B. S. (2019). Soil and topographic variation as a key factor driving the distribution of tree flora in the Amazonia/Cerrado transition. *Acta Oecologia*, 100,103-467. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103467>.
- Fidelis, L., Nessimian, J. L., & Hamada, N. (2008). Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 38,127-134. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000100014>.

- Giehl, N. F. S., Brasil, K., Dias-Silva, D. S., & Cabette, H. S. R. (2019). Environmental Thresholds of Nepomorpha in Cerrado Streams, Brazilian Savannah. *Neotropical Entomology*, 48, 186-196.
- Giehl, N. F. S., Dias-Silva, K., Resende, B. O., Roges, P. F. S. S., Nogueira, D. S., & Cabette, H. S. R. (2018). Diversidade de presas e predadores (Insecta) em mesohabitats de córregos de Cerrado. *Iheringia*, 108,01-18. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2018042>.
- Grazia, J., Cavichioli, R. R., Wolf, R. R. S., Fernandes, J. A. M., & Takiya, D. M. (2012). Hemiptera. Linnaeus. Em Rafael JA, Melo GAR, Carvalho CJB, Casari AS, Constantino R (Eds.), *Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia* (pp.1-10). Ribeirão Preto: Holos Editora.
- Heckman, C. W. (2011). Enciclopédia de insetos aquáticos da América do Sul: Hemiptera-Heteroptera ilustrou as chaves de famílias, gêneros e espécies conhecidos na América do Sul. *The American Naturalist*, 163, 518-531.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415-427. <http://dx.doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>.
- Juen, L., Oliveira, J. M. B., Shimano, Y., Mendes, T. P., & Cabette, H. S. R. (2014). Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótipo Cerrado-Floresta Amazônica. *Acta Amazonica*, 44, 223-233. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000200008>.
- Kikuchi, R. M., & Sanches, U. V. (2005). Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no Município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomology y Vectores*, 12,193-231. <https://doi.org/10.1590/S0328-03812005000200006>.
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47, 583-621. <https://doi.org/10.2307/2280779>.
- Lagos, M. C. C., & Marimon, B. S. (2012). Chuva de sementes em uma floresta de galeria no Parque do Bacaba, em Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore*, 36, 311-320. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622012000200012>.
- Mackay, R. J., & Kalff, J. (1969). Seasonal variation in standing crop and species diversity of insects communities in a small Quebec stream. *Ecology*, 50,101-108. <https://doi.org/10.2307/1934667>.
- Marimon, B. S., Felfili, J. M., Lima, E. S., Duarte, W., Gonçalves, M., & Marimon-Júnior, B.H. (2010). Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazonica*, 40,107-118. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000100014>.
- Marimon, B. S., Felfili, J. M., Lima, S. L. & Pinheiro-Neto, J. (2003). Padrões de distribuição de espécies na Mata de Galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, em relação a fatores ambientais. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer*, 12, 1-10.
- Martijn, E. W., Dieckmann, U. L. F., Sabelis, W., Mendes, T. P., Benone, N.L., & Juen, L. (2019). To what extent can oil palm plantations in the Amazon support assemblages of Odonata larvae? *Insect Conservation and Diversity*, 12,448-458. <https://doi.org/10.1111/icad.12357>.

- Milesi, S. V., Dolédec, S., & Melo, A. S. (2016). Substrate heterogeneity influences the trait composition of stream insect communities: an experimental in situ study. *Freshwater Science*, 35, 1321-1329. <https://doi.org/10.1086/688706>.
- Nieser, N. (1977). A revision of the genus *Tenagobia* Bergroth (Heteroptera: Corixidae). *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 12, 1-56. <https://doi.org/10.1080/01650527709360510>.
- Nieser, N., & Melo, A. L. (1997). *Os Heterópteros Aquáticos de Minas Gerais – Guia Introdotório com Chave de Identificação para as Espécies de Nepomorpha e Gerromorpha*. (Ed.) Belo Horizonte: Ed UFMG.
- Egas, M., Dieckmann, U. L. F., & Maurice W. (2004). Evolution Restricts the Coexistence of Specialists and Generalists: The Role of Trade-off Structure. *The American naturalist*, 163, 518-531. <https://doi.org/10.1086/382599>.
- Ohba, S., Kawada, H., Dida, G. O., Juma, D., Sonye, G., Minakawa, N., & Takagi, M. (2010). Predators of *Anopheles gambiae* sensu lato (Diptera: Culicidae) Larvae in Wetlands, Western Kenya: Confirmation by Polymerase Chain Reaction Method. *Journal of Medical Entomology*, 47, 783–787. <https://doi.org/10.1603/me10051>.
- Pardo, I., & Armitage, P. D. (1997). Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia*, 344, 111-128. <https://doi.org/10.1023/A:1002958412237>.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology Earth System Sciences*, 11, 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>.
- Popielarz, P. A., & Neal, Z. P. (2007). The niche as a theoretical toll. *Annual Review of Sociology*, 33, 65-84. <https://doi.org/10.1146/annurev.soc.32.061604.123118>.
- R Development Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Resh, V. H., & Rosenberg, D. M. (1984). *The ecology of aquatic insects*. (Ed.). New York: Praeg Publishers.
- Ribeiro, J. F & Walter, B. M. T. (2008). As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. Em SM Sano, SP Almeida & JF Ribeiro (Eds.), *Cerrado: ecologia e flora*. (pp.151-212). Planaltina: Embrapa Cerrados.
- Walker, I. (1988). Study of benthic micro-faunal colonization of submerged litter leaves in the central Amazonian blackwater stream Tarumã-Mirim (Tarumanzinho). *Acta Limnology Brasilica*, 2, 623-648.
- Wallace, J. B., Gurtz, M. E., & Smith-Cuffney, F. (1988). Long-term comparisons of insect abundances in disturbed and undisturbed Appalachian headwater streams. *Verein Limnology*, 23, 1224-1231.
- Webster, J. R., & Benfield, E. F. (1986). Repartição vascular de plantas em ecossistemas de água doce. *Annual Revision Ecology of Systems*, 17, 567-94. Doi: 0066-4162/86/1120-0567\$02.00.



Amostragem dos insetos predadores em diferentes substratos no córrego Bacaba

6

ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES EM TRÊS AMBIENTES NO RIO DAS MORTES, BACIA DO ARAGUAIA-TOCATINS

Camila Silva Borges^a, Daniel Ferreira de Oliveira^{a,*}, Geane Rodrigues de Souza^a, Micael Felipe de Moraes^a, Taynã Fernandes Nunes^a, Luciano Benedito de Lima^b, Fabiano Corrêa^a

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, Caixa Postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

^bLaboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos, Universidade Estadual de Mato Grosso - UFMT, Pontal do Araguaia, Brasil.

*Autor correspondente.

E-mail para correspondência: danielferreira.bg@gmail.com

RESUMO

O ciclo circadiano é de grande importância na atividade de peixes, mudanças na composição das comunidades em resposta ao aumento da predação, com isso nosso objetivo foi o ciclo circadiano em áreas rasas do rio das Mortes-MT. As coletas foram efetuadas no início do período chuvoso em três pontos. Em cada ponto foram efetuados três arrastos, em dois períodos diferentes (dia/noite). Após o campo o material foi triado, as amostras foram limpas, e os peixes medidos o comprimento total (CTmm) e identificadas. Para verificar a influência do período de coleta (dia/noite) sobre a riqueza, abundância e comprimento total da comunidade íctia, realizamos um teste 't' de Student. Coletamos um total de 717 indivíduos distribuídos em três ordens, nove famílias e 24 espécies, com CT médio de $32,57 \pm 25$. Registramos influência do período de coleta sobre o comprimento total ($t_{23} = -1,79$; $p = 0,01$) e riqueza de espécies ($t_{15} = -3,30$; $p = 0,004$); entretanto, não houve variação significativa para a abundância ($t_{44} = -0,63$; $p = 0,57$). Algumas espécies usam habitats de bancos de areia para se refugiar de predadores à noite e procurar comida no período do dia. A rotatividade de peixes do banco de areia pode ser um fenômeno geral nos ecossistemas lóticos, mas não é acentuado nos rios temperados quanto em rios tropicais. Mudanças no uso de habitat merecem um estudo mais aprofundado, porque a estrutura de comunidades de espécies e o uso de habitat são a base para modelos de nicho ecológicos que são comumente utilizados para prever distribuição de espécies. Essas mudanças na estrutura podem ocorrer devido aos estágios de forrageio dessas espécies e do seu ciclo de vida.

Palavras-chave: Ictiofauna, Riqueza de espécies, Mato Grosso

1. INTRODUÇÃO

Os rios tropicais apresentam alta heterogeneidade ambiental, são ecossistemas dinâmicos que carregam enorme quantidade sólidos em suspensão principalmente em épocas de maiores precipitações, uma vez que, com as chuvas ocorre um aumento na quantidade de sedimentos carregados para o sistema aquático (Dudgeon, 2008). Esses processos sedimentares, além dos erosivos, caracterizam as ilhas fluviais e praias ao seu redor, ambientes morfológicos e marcantes que estão associadas as condições de fluxo e transporte de sedimentos pelas águas, (Queiroz et al., 2018), e

ocorre a presença de vegetação e diferentes estruturas ao seu entorno o qual criam micro-habitats para diversas espécies de peixes. Em épocas de secas as ilhas apresentam as praias áreas formadas principalmente por deposição de areia e argila, proveniente dos sedimentos carregados pelo rio, e que ficam cobertas de água durante períodos de altas precipitações do ano (Lowe-McConnell, 1999). Estas variedades de habitats presentes nas áreas marginais das ilhas, apresentam uma fauna muito diversificada, onde os peixes são os vertebrados mais diversos e abundantes, comparado a outros ambientes (Goulding, 1997), onde os peixes mais encontrados nesses ambientes são os pequenos lambaris ou piabas, pertencentes a ordem Characiformes, alguns peixes migradores, como os curimatãs (*Prochilodus* spp.), os piaus (*Leporinus* spp.), as voadeiras (*Brycon* spp.) (Lowe-McConnell, 1999), os pequenos bagres ou mandis (*Pimelodus* spp.), além de pequenos carás ou acarás, pertencentes a ordem Cichliformes.

De fato, a região Neotropical abriga as bacias hidrográficas com maior riqueza ictiológica do mundo, isso segundo os estudos de Reis et al. (2003) que contabilizaram mais 4470 espécies validas, Lévêque et al. (2008) sugerem 4500 espécies, Buckup et al. (2007) registraram 2587 espécies, Reis et al. (2016) apresentam mais de 5600 espécies, entre outros, e a cada ano mais espécies estão sendo descritas, e estimasse que o número total de espécies pode varia entre 8000 e 9000 para a região (Reis et al., 2016; Lowe-McConnell, 1999; Buckup et al., 2007; Lévêque et al., 2008; Albert & Reis, 2011). Essa grande diversidade está atribuída aos diferentes sistemas hidrográficos, apresentando alta heterogeneidade ambiental, o qual tem influência direta na disponibilidade e quantidades de recursos e de habitats utilizado pelas espécies (Lowe-McConnell, 1999; Reis et al., 2016).

Um dos fatores que podem influenciar a abundância e riqueza de espécies em comunidades de peixes tropicais é o ciclo circadiano, onde há uma segregação de espécies ocorrentes em diferentes períodos (dia e noite), e esse comportamento a ausência e a presença de luminosidade, onde são observados peixes com atividade diurna e peixes de atividade noturna (Lowe-McConnell, 1999; Okun et al., 2005). Essas alterações podem estar relacionadas com a segregação no uso do habitat para a alimentação (Piet & Guruge, 1997), proteção contra eventuais predadores (Gibson et al., 1998) e locais de reprodução e crescimento. O fotoperíodo é um fator que apresenta maior influência sobre o relógio biológico dos peixes, a ingestão de alimento, a eficiência alimentar, o gasto de energia, a atividade locomotora, a reprodução, bem como outros parâmetros fisiológicos relacionados ao estresse. Portanto, o controle e o conhecimento fisiológico deste ritmo biológico tornam-se fundamental para otimização da produção de peixes. Assim nosso objetivo foi investigar o padrão de diversidade e estrutura da comunidade de peixes em relação ao ciclo circadiano. Esperamos que a comunidade de peixes se modifique conforme os três ambientes em estudo, como resultado dos processos de adaptações de cada espécie, modulados por influências do ciclo circadiano (Teixeira et al., 2005). Vale destacar que, para os sistemas aquáticos do estado do Mato Grosso, ainda são insatisfatórios os estudos sobre esse tema, o que destaca a importância de trabalhos na região gerando informações para subsidiar planos de manejo, conservação e melhor compreensão sobre as interações ecológicas em ilhas e praias dentro de um ecossistema aquático.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Rio das Mortes em três diferentes pontos (ponto 1: 14°39'19" S 52°17'27" O; ponto 2: 14°39'14" S 52°17'29" O; ponto 3: 14°39'23" S 52°17'14" O), município de Nova Xavantina-MT (Fig. 1). O ponto 1 consiste em uma praia com ambiente homogêneo e mais lântico, com bastante predominância de areia no substrato e vegetação aquática ausente. O ponto 2 é caracterizado por um ambiente semi-lântico com bastante presença de matéria orgânica (folhiço) e muito teor de silte/ argila, é caracterizado por um ambiente mais heterogêneo e o ponto 3 é caracterizado por um ambiente lótico, substrato com tipo de rocha matacão, cascalhos e presença de macrófitas aquáticas.

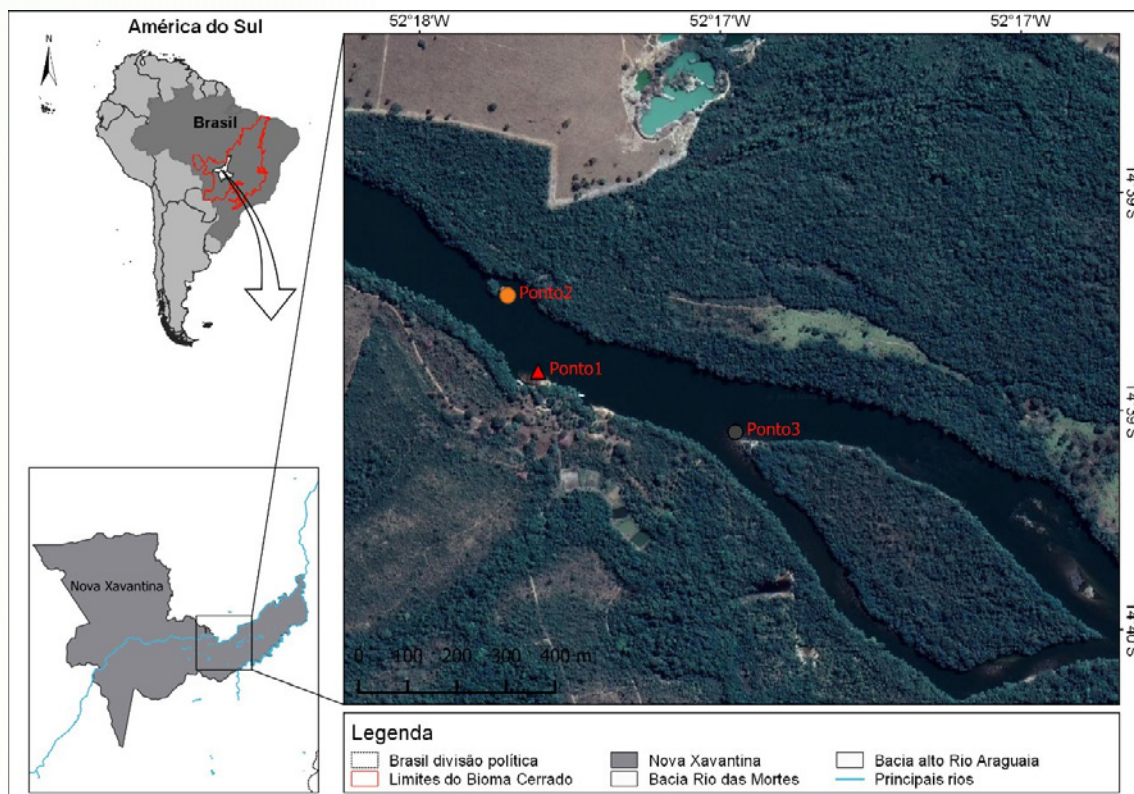


Fig. 1. Localização da região de estudo e dos três pontos onde foram feitas as coletas. Legenda: triângulo vermelho = ponto 1; círculo laranja = ponto 2; círculo cinza = ponto 3.

Coleta de dados

As coletas foram efetuadas no dia 20 de outubro de 2019 (Fig. 2), início do período chuvoso que compreende os meses de outubro a março, o clima da região apresenta-se como do tipo Aw conforme a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013). Em cada ponto foram efetuados três arrastos, em dois períodos diferentes (dia e noite). Para isso foi utilizado uma rede de arrasto tipo picaré com comprimento total de 5 m, altura de 2,5 m e malha de 5 mm (Corrêa et al., 2015). Após as coletas, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos com formol (5%) e devidamente

identificadas, posteriormente levadas ao laboratório onde os peixes foram identificados com o auxílio de chaves taxonômicas, tomados o comprimento total em milímetros com o auxílio de um ictiômetro, e a lista taxonômica seguiu os critérios de Fricke et al. (2020).



Fig. 2. Amostragem de peixes no rio das Mortes, bacia do Araguaia-Tocatins, município de Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Análise de dados

Para avaliar a importância relativa de cada espécie em cada ponto amostral, utilizamos uma combinação de frequência de ocorrência FO%, número de vezes em que a espécie ocorreu dividido pelo número total de amostras x 100 e percentual numérico PN% onde é a soma de uma determinada espécie dividida pela soma total de todas as espécies x 100, os valores de FO% e PN % foram comparados com suas respectivas médias (μ FO % e μ PN %). Assim as espécies foram classificadas: frequentes e abundantes (FO % \geq μ FO %, PN % \geq μ PN %); não frequentes e abundantes (FO % \geq μ FO %, PN % $<$ μ PN %); frequentes e não abundantes (FO % $<$ μ FO %, PN % \geq μ PN %) e presentes (FO % $<$ μ FO %, PN % $<$ μ PN %), e as espécies identificadas como frequente e abundantes foram consideradas como dominantes (Artioli et al., 2009).

Em relação à variação de tamanho, estabelecemos um total de 10 classes (C1, C2, C3...) de comprimento total (CT mm) com intervalo de 10mm conforme a distribuição de frequência de comprimento total pré-estabelecida (Martins et al., 2017): C1 (0 a 10mm), C2 (10.1 a 20), C3 (20.1 a 30), C4 (30.1 a 40), C5 (40.1 a 50), C6 (50.1 a 60), C7 (60.1 a 70), C8 (70.1 a 80), C9 (80.1 a 90) e C10 (90.1 a 150). Para verificar a influência do período de coleta (dia/noite) sobre os atributos de riqueza, abundância e comprimento total da comunidade íctia, realizamos um teste 't' de Student, em nível de 5% de probabilidade. Para satisfazer as premissas da análise de teste 't' de Student, os resultados foram testados quanto à normalidade (Shapiro-Wilk) e à homogeneidade de variâncias (Levene). Adotamos um valor alfa de 0,05. Para avaliar a diversidade em cada ponto de coleta e período utilizamos o Índice de Shannon (H'), bem como a equitabilidade de Pielou (J') (Magurran, 1998), e por fim as análises foram realizadas no software R, versão 3.5.1 (R Core Team, 2019).

3. RESULTADOS

Foram coletados um total de 717 indivíduos distribuídos em três ordens, nove famílias e 24 espécies, com comprimento total médio de $32,57 \pm 6,25$ mm. Para o ponto 1 coletamos um total de 284(39.6%) indivíduos, pertencentes a 17 espécies, sendo o local mais abundante e diverso, com quatro espécies consideradas dominantes (frequentes e abundantes) foram; *Creagrutus menezesi* Vari & Harold, 2001 (FO% = 83.1 e PN% = 52.1), *Moenkausia aff. lepidura* (Kner, 1858), (FO% = 50.0 e PN% = 14.8), *Creagrutus figueiredoi* Vari & Harold, 2001 (FO% = 50.0 e PN% = 11.6), e *Moenkausia* spp., (FO% = 33.3 e PN% = 6.7).

No ponto 2 coletamos um total de 225(31.4%) indivíduos, pertencentes a 12 espécies, sendo o local menos diverso, e apresentou três espécies as espécies dominantes; *C. menezesi* com alta frequência (FO% = 100.0 e PN% = 20.0), seguido de *Hemigrammus* spp. (FO% = 50.0 e PN% = 24.9) e *Hemigrammus aff. levis* Durbin, 1908 (FO% = 50.0 e PN% = 8.4). Para o ponto 3 foram coletados um total de 208(29.0%) indivíduos e 15 espécies e considerada apenas uma espécie dominante *C. menezesi* (FO% = 100.0 e PN% = 66.8). Destacamos que as espécies de *C. figueiredoi*, *C. menezesi*, *Hemigrammus* spp., *M. aff. lepidura*, *Odontostilbe* sp. e *Retroculus lapidifer* foram coletadas em todos os três pontos (Tabela 1).

Tabela 1. Abundância das espécies coletadas nos pontos 1, 2 e 3, durante o período do dia (D) e noite (N), no rio das Mortes, bacia do Araguaia-Tocatins, onde FO% é frequência de ocorrência, PN% percentual numérico, IP índice de importância (4 = frequentes e abundantes (FO % ≥ μ FO %, PN % ≥ μ PN %), 3 = não frequentes e abundantes (FO % ≥ μ FO %, PN % < μ PN %), 2 = frequentes e não abundantes (FO % < μ FO %, PN % ≥ μ PN %), 1 = presentes (FO % < μ FO %, PN % < μ PN %)) e CTmm±DP, comprimento total em milímetros e desvio padrão.

Ordens/Famílias/Espécies	Ponto 1					Ponto 2					Ponto 3					CTmm±DP	
	D	N	FO%	PN%	IP	D	N	FO%	PN%	IP	D	N	FO%	PN%	IP		
Characiformes																	
Crenuchidae																	
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909											1	2	50.0	1.4	2	35.7±1.5	
Paradontidae																	
<i>Apareiodon</i> spp.											2		33.3	1.0	2	31.5±2.1	
Serrasalminidae																	
<i>Metynnis</i> spp.							1	16.7	0.4	1		1	16.7	0.5	1	33±14.1	
Hemiodontidae																	
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)			1	16.7	0.4	1											
Iguanodectidae																	
<i>Bryconops</i> spp.		2		16.7	0.7	1	10		33.3	4.4	2					24.4±3.1	
Characidae																	
<i>Aphyocharax alburnus</i> (Günther, 1869)			1	16.7	0.4	1						8		33.3	3.8	2	42.9±2.4
<i>Aphyocharax</i> spp.			1	16.7	0.4	1											48.0
<i>Creagrutus figueiredoi</i> Vari & Harold, 2001		9	24	50.0	11.6	4	1		16.7	0.4	1	7		16.7	3.4	1	27.1±4.8
<i>Creagrutus menezesi</i> Vari & Harold, 2001		105	43	83.3	52.1	4	26	19	100.0	20.0	4	80	59	100.0	66.8	4	24.6±5.6
<i>Exodon paradoxus</i> Müller & Troschel, 1844			2	16.7	0.7	1		1	16.7	0.4	1						84.7±7.4
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>levis</i> Durbin, 1908			4	16.7	1.4	1		19	50.0	8.4	4						43.4±2.1
<i>Hemigrammus</i> spp.			6	33.3	2.1			56	50.0	24.9	4	9	2	50.0	5.3	2	34.9±5.2
<i>Hyphessobrycon</i> spp.			2	16.7	0.7	1											28±0.1
<i>Jupiaba apenima</i> Zanata, 1997												1		16.7	0.5	1	54.0

<i>Moenkausia</i> aff. <i>lepidura</i> (Kner, 1858)	42	50.0	14.8	4	71	33.3	31.6	4	7	50.0	3.4	2	53.8±12.5	
<i>Moenkausia</i> spp.	19	33.3	6.7	4					5	33.3	2.4	1	50.1±5.7	
<i>Odontostilbe</i> spp.	11	33.3	3.9	3	11	33.3	4.9	2	3	7	33.3	4.8	1	34.1±9.3
<i>Phenacogaster</i> spp.	2	16.7	0.7	1	5	16.7	2.2	1					41.1±2.4	
<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix & Agassiz, 1829	4	16.7	1.4	1					9	33.3	4.3	1	56.6±3.8	
Siluriformes														
Tricomicttheridae														
<i>Vandellia cirrhosa</i> Valenciennes, 1846	1	16.7	0.4	1									69.0	
Loricariidae														
<i>Loricaria</i> spp.					1	16.7	0.4	1					48.0	
Cichliformes														
Cichlidae														
<i>Crenicichla</i> spp.									1	16.7	0.5	1	41.0	
<i>Geophagus</i> spp.									1	16.7	0.5	1	46.0	
<i>Retroculus lapidifer</i> (Castelnau, 1855)	5	16.7	1.8	1	3	1	33.3	1.8	2	3	33.3	1.4	2	29.3±6.3

No geral a comunidade é estruturada por indivíduos de pequeno tamanho principalmente de 20, 30 e 40 milímetros de comprimento total, onde a classe 2 foi a dominante com 292, seguido da classe 3 e 4 (143, respectivamente; Fig. 3A), sendo *C. menezesi* e *M. aff. lepidura*, as espécies mais representativas para essas classes. Já para os períodos nota-se uma clara dominância de indivíduos de pequeno porte ao dia e indivíduos maiores à noite, principalmente na classe 4 com 132 indivíduos (Fig. 3B), representado principalmente por *M. aff. lepidura*, com 56 indivíduos.

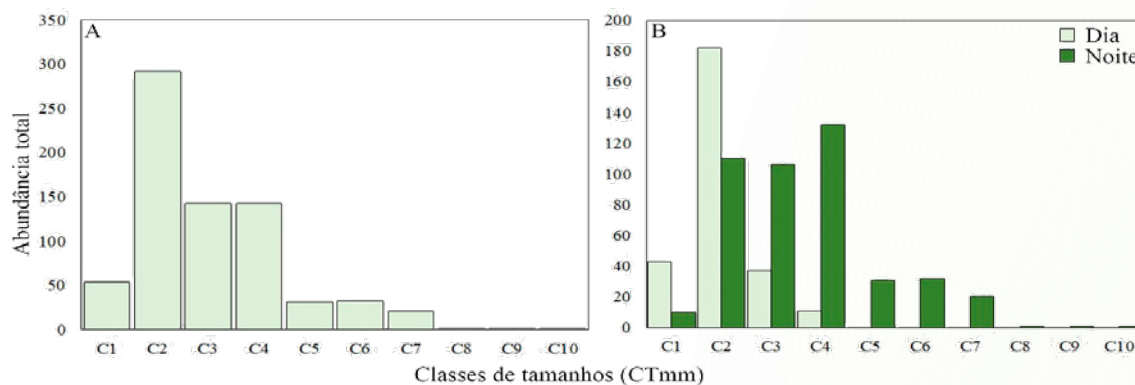


Fig. 3. Variação na abundância das dez classes de tamanhos estabelecidas para a comunidade de peixes coletadas nos três pontos (A) e para os períodos dia e noite (B), no rio das Mortes, bacia do Araguaia-Tocatins, município de Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

A figura 4 mostra a distribuição das classes de tamanho por ponto e para o dia e noite para cada ponto. Para o ponto 1 (P1A) e períodos (P1B) a classe 2 foi dominante com um total de 141, 63 e 34, respectivamente, sendo a espécie dominante *C. menezesi*. No ponto 2 a classe 4 foi a mais representativa com a espécie *M. aff. lepidura* a dominante (P2A), e para os períodos a noite apresentou maiores valores, para as classes 3 e 4, representada por *Hemigrammus* spp., e *M. aff. lepidura* (44 e 38, respectivamente; P2B) e para o ponto 3 (P3A) a classe 2 foi a dominante tanto no geral quanto nos períodos (P3B), representada pela espécie *C. menezesi* com 92 e 63, respectivamente.

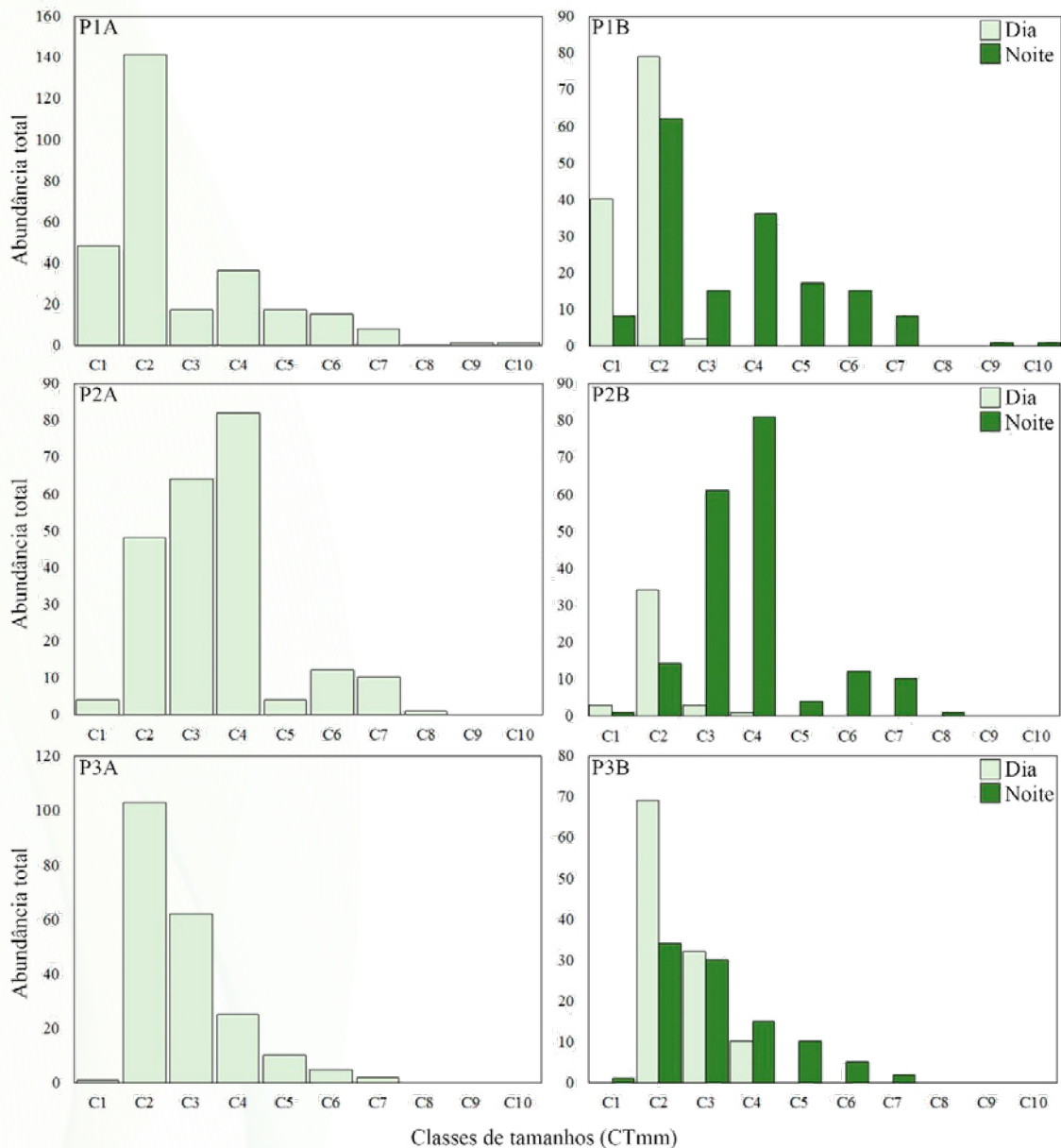


Fig. 4. Variação na abundância das dez classes de tamanhos estabelecidas para a comunidade de peixes coletadas nos três pontos (P1A, P2A e P3A, lado esquerdo), e para os períodos dia e noite (P1B, P2B e P3B, lado direito), no rio das Mortes, bacia do Araguaia-Tocantins, município de Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

No geral registramos influência do período de coleta sobre o comprimento total ($t_{(23)} = -1,79$; $p = 0,01$) e riqueza de espécies ($t_{(15)} = -3,30$; $p = 0,004$), entretanto, para abundancia não houve diferença significativa entre os dados obtidos ($t_{(44)} = -0,63$; $p = 0,57$; Figura 5). Para a diversidade o ponto 1 no período do dia apresentou maior valor ($H' = 2,00$), enquanto que no período da noite apresentou o menor valor ($H' = 0,74$; Tabela 2). Já para a uniformidade (equitabilidade) de Pielou foi considerada, o maior índice continuou sendo o ponto 1 no período da noite e o menor valor o ponto 1 no período do dia.

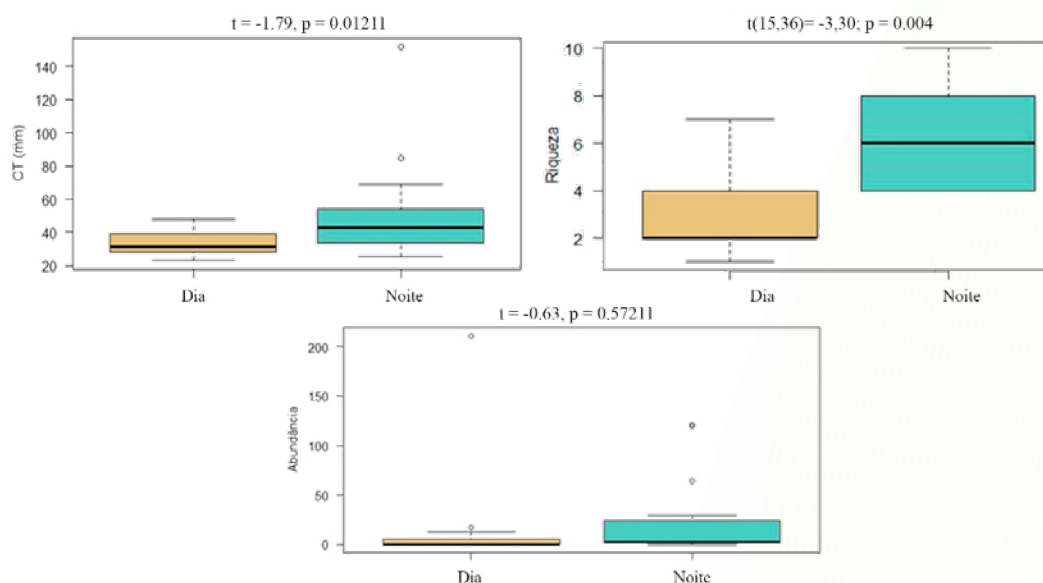


Fig. 5. Variação no comprimento total do indivíduos, riqueza de espécies e abundância, para os períodos de dia e a noite, amostrados no rio das Mortes, bacia do Araguaia-Tocatins, município de Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Tabela 2. Valores do índice de diversidade (H') e equitabilidade (J'), para os três pontos (P1, P2 e P3), amostrados durante o período do dia e noite (N), no rio das mortes, bacia do Araguaia-Tocatins, município de Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Pontos de coletas/Período	Diversidade (H')	Equitabilidade (J')
P1 - Dia	0.51	0.37
P1 - Noite	2.00	0.74
P2 - Dia	1.00	0.62
P2 - Noite	1.54	0.70
P3 - Dia	1.05	0.51
P3 - Noite	1.46	0.61

4. DISCUSSÃO

De modo geral os dados apresentaram um padrão já descrito para a ictiofauna Neotropical, com maior predominância de espécies da ordem Characiformes, dominadas principalmente por pequenos indivíduos, por exemplo, Castro & Polaz (2020), destacam que esse padrão está associado a diversos fatores, tais como, padrões de distribuição, aspectos reprodutivos, entre outros. De acordo com Reis et al. (2003) peixes de pequeno porte são aqueles que apresentam tamanhos menores de 15cm, e representam aproximadamente 70% da diversidade de peixes da região Neotropical. A ocorrência das espécies registradas para o estudo, pode estar associado a estrutura do ambiente, o qual fornece área para forrageamento e escapes dos grandes predadores, e geralmente essas áreas mais rasas onde os indivíduos foram coletados, abrigam uma alta diversidade de peixes (Lowe-McConnell, 1999; Goulding, 1997; Py-Daniel et al., 2007). De fato, as praias representam enorme importância na dinâmica do ambiente, por exemplo, na disponibilidade de itens alimentares os quais

atraem um número expressivo de espécies de peixes (Lowe-McConnell, 1999; Silva et al., 2020).

Destacamos aqui, a piaba *Creagrutus menezesi*, a espécie mais importante no estudo, a qual apresenta uma dieta onívora, consumindo principalmente insetos e material vegetal, itens esses associados a heterogeneidades ambientais apresentados nos pontos amostrais estudados, principalmente para o ponto 2 e 3. Em relação a estrutura de tamanho da comunidade, podemos observar maior abundância para a C2 no geral, entretanto quando comparado com os pontos amostrais e períodos, houve uma modificação na abundância (ver, Fig. 3 e 4), durante o dia ocorreram espécies de menores tamanhos, entretanto a noite ocorreu espécies maiores, o que pode estar associado aos padrões de segregação espacial, pois, algumas espécies usam diferentes habitats ao dia para o forrageamento e bancos de areia para se refugiar de predadores a noite (Roach, 2011). Submetidos ao ciclo circadiano os peixes demonstram padrão de atividade locomotora que os classificam como diurnos, noturnos e crepusculares (Veras et al., 2013), e os nossos dados mostraram maior atividade durante o dia, o qual é representado pelas abundâncias capturadas. Destacamos ainda que, as espécies com hábitos noturnos como os bagres, tendem a se locomover para habitats de bancos de areia para forragear a noite (Roach, 2011).

Alterações dos grupos de peixes pode ser um fenômeno geral nos ecossistemas lóticos, mas não é acentuado nos rios temperados quanto em rios tropicais. De acordo com Tokeshi (1999), a segregação do tamanho do corpo ou de parte dele pode ser um atributo que contribua com a coexistência das espécies por meio da partição de recursos e pode ser considerado como um dos fatores que definem o nicho das espécies. Mudanças no uso de habitat merecem um estudo mais aprofundado, porque a estrutura de comunidades de espécies e o uso de habitat são a base para modelos de nicho ecológicos que são comumente utilizados para prever distribuição de espécies (Roach, 2011). Nosso estudo apresentou um reduzido número de espécies, influenciando diretamente na diversidade tanto em escala espacial como nos períodos (dia/noite), e isso pode estar associado ao baixo número amostral, certamente se o número amostral fosse numa escala maior, a riqueza seria mais elevada. Por exemplo, em estudos de maior escala, são apresentadas altas riqueza de espécies em rios tropicais, como por exemplo, Goulding et al. (1988) no rio Negro, encontraram 248 spp., em praias, Duarte (2008) registrou 146 spp., no baixo Rio Purus, Pereira (2010) 139 spp., no rio Amazonas e Tocantins e Silva et al. (2020) registraram um total de 80 spp., no Acre.

5. CONCLUSÃO

O padrão de estrutura da comunidade apresentou variação entre os períodos para os atributos de riqueza e comprimento total, e essas mudanças na estrutura podem ocorrer devido aos períodos de forrageio das espécies e do seu ciclo de vida. O ciclo circadiano é considerado um dos mais importantes fatores ambientais sincronizadores do ritmo biológico, fator chave o ritmo da atividade em peixes, bem como a redução e mudança de espécies entre os períodos, e o nosso trabalho revelou dados importantes para a compreensão e estruturação da ictiofauna, e destacamos que, estudos sobre esse assunto são escassos e de grande relevância, e devem ser efetuados numa escala temporal maior.

6. REFERÊNCIAS

- Albert, J. S., & Reis, R. E. (Eds) (2011a). *Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes*. Berkeley, CA: University of California Press.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes, J. L. G., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711- <https://doi.org/728>. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Artioli, L. G. S., Vieira, J. P., Garcia, A. M., & Bemvenuti, M. A. (2009). Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembleia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. *Iheringia*, 99(4), 409-418. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212009000400011> Backup, P. A., Menezes, N. A., & Ghazzi, M. S. A. (2007). *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil* (Vol. 1). Rio de Janeiro: Museu Nacional.
- Castro, R. C., & Polaz, C. N. M. (2020). Small-sized fish: the largest and most threatened portion of the megadiverse Neotropical freshwater fish fauna. *Biota Neotropica*, 20(1), 1-12. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0683>
- Corrêa, F., Oliveira, E. F. de., Tuchtenhagen, T., Pouey, J., & Piedras, S. (2015). Ichthyofauna of the hydrographic basin of the Chasqueiro Stream (Mirim Lagoon system, southern Brazil): generating subsidies for conservation and management. *Biota Neotropica*, 15(4), 1-13. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0006>
- Duarte, C. (2008). *Ictiofauna associada às praias de desova de quelônios no baixo rio Purus, Amazonas, Brasil*. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, Amazonas. 78p.
- Dudgeon, D. *Tropical stream ecology*. San Diego: Academic Press, 2008.
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & Fong, J. D. (2019). *Species by Family/Subfamily*. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>. Acessado em 13 de outubro de 2020.
- Gibson, R. N., Pihl, L., Burrows, M. T., Modin, J., Wennhage, H., & Nickell, L. A. (1998). Diel movements of juvenile plaice *Pleuronectes platessa* in relation to predators, competitors, food availability and abiotic factors on a microtidal nursery ground. *Marine Ecology Progress Series*, 165, 145–159.
- Goulding, M. (1997). *História natural dos rios amazônicos*. Sociedade Civil Mamirauá, Belém.
- Goulding, M., Carvalho, M. L., & Ferreira, E. G. (1988). Rio Negro: *Rich life in poor water: Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities*. The Hague.
- Lévêque, C., Oberdorff, T., Paugy, D., Stiassny, M. L. J., & Tedesco, P. A. (2008). Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 545-567. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9034-0>
- Lowe-McConnell, R. H. (1999). *Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais*. EDUSP. São Paulo.

- Magurran, E. A. (1998). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University Press.
- Okun, N., Mendonça, R., & Mehner, T. (2005). Diel shifts in community composition and feeding of juvenile fishes in the pelagic area of a large shallow lake. *Limnologia*, 35(1-2), 70-77. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2005.01.005>
- Pereira, P. R. (2010). *Estrutura trófica de assembléia de peixes em praias do trecho médio dos rios Araguaia e Tocantins, estado do Tocantins, Brasil*. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, Amazonas. 67p.
- Piet, G. J., & Guruge, W. A. H. P. (1997). Diel variation in feeding and vertical distribution of ten co-occurring fish species: consequences for resource partitioning. *Environmental Biology of Fishes*, 50, 293-307. <https://doi.org/10.1023/A:1007390516552>
- Queiroz, P., Pinheiro, L., Cavalcante, A., & Trindade, J. (2018). Formação e evolução morfológica de barras e ilhas em rios semiáridos: o contexto do baixo curso do Rio Jaguaribe, Ceará, Brasil. *Revista de geografia e ordenamento do território*, 13, 363-388. <http://dx.doi.org/10.17127/got/2018.13.016>
- Rapp Py-Daniel, L. H., Deus, C. P. de., Henriques, A. L., Pimpão, D., & Ribeiro, O. M. (Orgs.) (2007). *Biodiversidade do médio madeira: bases científicas para propostas de conservação*. Manaus: Inpa, v. 1. 244p.
- Reis, R. E., Kullander, S. O., & Ferraris, C. J. Jr. (Eds) (2003). *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: Edipucrs.
- Reis, R. E., Albert, J. S., Di Dario, F., Mincarone, M. M., Petry, P., & Rocha, L. A. (2016). Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal Fish of Biology*, 89(1), 12-47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>
- Roach, K. A., & Winemiller, K. O. (2011). Diel Turnover of Assemblages of Fish and Shrimp on Sandbanks in a Temperate Floodplain River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 140(1), 84 - 90. <https://doi.org/10.1080/00028487.2010.550533>
- Silva, R. S., Corrêa, F., Oliveira, L. P., Guerra, V., Barros, B. S., & Vieira, L. J. S. (2020). Ichthyofauna of sandy beaches along the Acre river, Brazil. *Biota Neotropica*, 20(3), e20200988. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-0988>
- Teixeira, T. P., Pinto, B. C. T., Terra, B. F., Estiliano, E. O., Gracia, D., & Araújo, F. G. (2005). Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia*, 95(4), 347-357. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212005000400002>
- Tokeshi, M. (1999). *Species coexistence*. Ecological and evolutionary perspectives. Oxford, Blackwell Science, 454p.
- Veras, G. C., Murgas, L. D. S., Zangeronimo, M. G., Oliveira, M. M., Rosa, P. V., & Felizardo, V. O. (2013). Ritmos biológicos e fotoperíodo em peixes. *Arquivos de Zootécnia*, 62(R), 25-43. <https://doi.org/10.21071/az.v62i237.1955>



Amostragem da ictiofauna e duas espécies de peixes coletadas

7

ANUROFAUNA DE UMA MATA DE GALERIA NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA

Geane Rodrigues de Souza^{a,*}, Camila Silva Borges^a, Daniel Ferreira de Oliveira^a, Micael Felipe de Moraes^a, Tainã Fernandes Nunes^a, Victor Mendes Lipinski^b, Fabiano Corrêa^a

^aPrograma de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

^bUniversidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

*Autor correspondente.

E-mail para correspondência: geane-rs2015@hotmail.com

RESUMO

Formada por 7148 espécies a Ordem Anura é a maior representante da classe Amphibia, o Brasil possui 14% das espécies formalmente identificadas atualmente. Uma das características diagnósticas do grupo dos anuros, é a ausência da calda, são também um grupo suscetível a dessecação, dadas suas características fisiológicas, o que os torna intimamente dependentes da água ou de umidade no ambiente. Tentaremos responder as seguintes questões: 1- Quais espécies ocorrem na região de transição Cerrado-Amazônia? 2- Quão abundantes são estas espécies? Nosso objetivo é elaborar uma lista de espécies de anuros presentes no córrego Bacaba em uma Mata de Galeria na transição Cerrado-Amazônia. O estudo foi desenvolvido no dia 18 de outubro de 2019, utilizando o interior e as margens do córrego como sítios de amostragens e coletados com método de “busca auditiva e visual” e “busca em sítios de reprodução”. Coletamos 42 indivíduos pertencentes a três famílias e 11 espécies. Destas *Ameerega berohoka* Vaz-Silva & Maciel, 2011 (n = 14), *Adenomera hylaedactyla* (Cope, 1868) (n = 5), *Leptodactylus fuscus* (Schneider, 1799) (n = 5), *Pseudopaludicola mystacalis* (Cope, 1887) (n = 5), *Leptodactylus mystaceus* (Spix, 1824) (n = 3), *Leptodactylus podicipinus* (Cope, 1862) (n = 3), *Leptodactylus mystacinus* (Burmeister, 1862) (n = 2), *Scinax fuscovarius* (A. Lutz, 1925) (n = 2), *Physalaemus* sp. (n = 1), *Leptodactylus labyrinthicus* (Spix, 1824) (n = 1) e *Physalaemus cuvieri* Fitzinger, 1826 (n = 1). A Mata de Galeria do Córrego Bacaba apresentou uma alta riqueza de espécies, mesmo com o incêndio que acometeu o parque cerca de um mês antes das coletas, registrou-se mesmo com pouco esforço amostral, quase metade das espécies encontradas em estudos semelhantes para o Cerrado. Também registramos a segunda ocorrência *A. berohoka*, para o estado de Mato Grosso.

Palavras-chave: *Ameerega berohoka*, Amphibia, Córrego Bacaba, Espécies ameaçadas, Savana

1. INTRODUÇÃO

A Classe Amphibia possui atualmente 8105 espécies identificadas no mundo (Frost, 2019), destas 1100 são encontradas no Brasil (Amphibia Web, 2019), Segundo Morais et al. (2012 A.) o país apresenta 32 espécies classificadas como ameaçadas na Lista Vermelha da IUCN, das quais 27 são consideradas endêmicas. Em geral, anfíbios apresentam um ciclo de vida bifásico, com desenvolvimento larval na água e vida adulta terrestre, são vertebrados ectotérmicos, ou seja, não

possuem mecanismos fisiológicos que regulem internamente sua temperatura corporal, dependo, então, das condições ambientais (Duellman & Trueb, 1994). A classe Amphibia é dividida em três ordens, Caudata, Apoda e Anura (Frost, 2019).

Formada por 7148 espécies a Ordem Anura é a maior representante da classe Amphibia (Frost, 2019), e o Brasil possui proximamente 14% das espécies formalmente identificadas atualmente (Amphibia Web, 2019). Além disso, a Ordem Anura é altamente diversificada e possui ampla distribuição geográfica no país, sendo encontrados indivíduos em todos os biomas brasileiros (Gambale et al., 2014; Lipinski & Santos, 2014; Morais et al., 2011; Bertoluci & Rodrigues, 2002). Uma das características diagnósticas do grupo dos anuros, é a ausência da calda, são também um grupo suscetível a dessecação, dadas suas características fisiológicas, o que os torna intimamente dependentes da água ou de umidade no ambiente (Bentley & Yorio, 1976; Titon-Junior & Gomes, 2012). Os Anuros exercem funções ecológicas diversas, como regulação populacional de insetos, servem como alimento para diversos outros animais (Aguilar et al., 2013), dentre outras funções ambientais.

Sendo o segundo maior Bioma brasileiro, o Cerrado tem sua diversidade de espécies justificada por sua heterogeneidade ambiental (Valdujo et al., 2012). O Bioma apresenta um mosaico de habitats que proporciona os recursos necessários para a coexistência de um alto número de espécies (Colli et al., 2002; Rocha et al., 2014). São descritas 229 espécies de anuros para o Cerrado, sendo 108 endêmicas, ou seja 51,7% das espécies de anuros identificadas no Cerrado são exclusivas do Bioma (Valdujo et al., 2012). No entanto, o Cerrado vem sofrendo, nas últimas décadas, fortes modificações devido ao crescimento desenfreado das atividades agropastoris, levando ao declínio e consequente desaparecimento de espécies antes mesmo delas serem descritas (Klink & Machado, 2005). A perda de habitat devido a antropização afeta diretamente os anuros, sendo um dos principais causadores dos declínios populacionais no grupo (Becker et al., 2010).

Quando comparado com outros biomas brasileiros como a Amazônia e Mata Atlântica, o Bioma cerrado ainda é pobremente representado em número de pesquisas, isto se torna ainda mais evidente na área de transição Cerrado-Amazônia (Marimon et al., 2006). Esse ecótono entre dois biomas forma uma linha de aproximadamente 4500km, e compreende uma vegetação típica, formada pelo encontro entre Floresta amazônica e Cerrado, região com características únicas, que a torna altamente diversa tanto para flora quanto para fauna (Marimon et al., 2006; Marimon et al., 2013; Marquês et al., 2019). Nos últimos anos, devido à alta diversidade e o crescimento da pressão antrópica na região, despertou o interesse de alguns pesquisadores (Andrade, 2019; Thaler et al., 2020; Rodrigues et al., 2019).

Uma maneira de adquirir informações básicas, sobre o grupo na transição Cerrado-Amazônia são as listas de espécies, utilizadas para obter informações de ocorrência de espécies (Ribeiro-Júnior & Bertoluci, 2009). Essas informações podem ser utilizadas para estudos futuros, e possíveis estratégias de conservação do bioma e espécies existentes no mesmo (Semlitsch & Bodie, 2003). Com isso tentamos responder as seguintes questões: 1- Quais espécies ocorrem na região de transição Cerrado-Amazônia? 2- Quão abundantes são estas espécies? Nosso objetivo é elaborar uma lista de espécies de anuros presentes no córrego Bacaba em uma Mata de Galeria na transição Cerrado-Amazônia.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em uma porção do Córrego do Bacaba, o único curso d'água pertencente do Parque Municipal do Bacaba (Fig. 1). O parque possui área de aproximadamente 500 ha, situado em Nova Xavantina leste do estado de Mato Grosso (Marimon Jr. & Haridasan, 2005). O córrego faz parte de um fragmento de área natural com nascentes pertencentes ao complexo da Serra do Roncador (Rossete & Ivanuskas, 2001). Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw, com duas estações bem definidas uma seca e fria e a outra quente e chuvosa. Apresenta temperatura média anual em torno de 25°C e a precipitação média anual entre 1300 mm e 1500 mm (Silva et al., 2010).

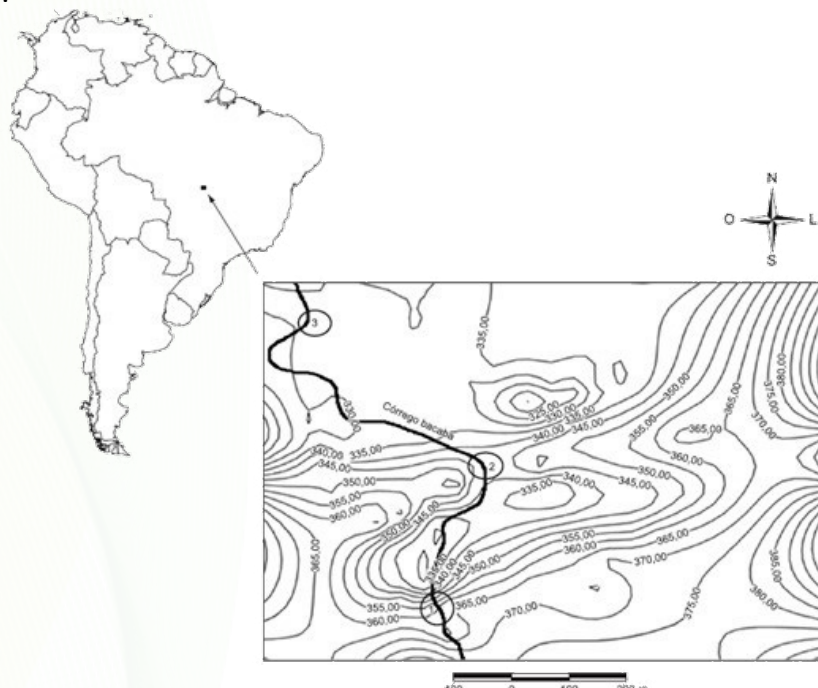


Fig. 1. Mapa da localização do Córrego Bacaba, linha na cor preta demarcando trajeto do córrego. Mapa: Miguel et al 2011.

A vegetação predominante que compreende o parque do Bacaba é o bioma Cerrado, que apresenta características únicas por ser localizado em uma região de transição, entre o bioma Amazônico e Cerrado, apresenta uma grande diversidade de espécies vegetais e animais (Marimon Jr. & Haridasan, 2005). O parque é contornado por áreas de uso agropecuário pastos e lavouras, por isso sofre com queimadas recorrentes não propositais, sendo a última registrada em 15 setembro de 2019, atingindo toda área de mata de galeria pertencente ao parque.

Coleta de dados

A amostragem ocorreu no dia 18 de outubro de 2019 das 23:00 às 2:00 da manhã, foi realizada em duas transecções de aproximadamente 500m dentro do córrego do Bacaba (transecções à montante

e a jusante de uma pequena barragem de coleta de água), utilizando o interior e as margens como sítios de amostragem. Os indivíduos foram capturados, através dos métodos de “busca auditiva e visual” propostos por (Crump & Scott, 1994) e “busca em sítios de reprodução” proposto por (Scott & Woodward, 1994), que consistem em caminhar ao longo dos trechos selecionados procurando visualmente os indivíduos (dados de riqueza) e auditivamente (dados de riqueza e abundância). Os indivíduos foram capturados e acondicionados em sacos plásticos para posterior identificação taxonômica.

3. RESULTADOS

Foram encontrados 42 indivíduos pertencentes a três famílias (Dendrobatidae, Leptodactylidae e Hylidae) e distribuídos em 11 espécies (Fig. 2). Destas *Ameerega berohoka* Vaz-Silva & Maciel, 2011 foi a espécie com maior abundância ($n = 14$) de indivíduos mostrado na (Fig. 3A), seguida por *Adenomera hylaedactyla* (Cope, 1868) ($n = 5$) *Leptodactylus fuscus* (Schneider, 1799) ($n = 5$) e *Pseudopaludicola mystacalis* (Cope, 1887) ($n = 5$) com cinco indivíduos cada. As espécies *Leptodactylus mystaceus* (Spix, 1824) mostrado na (Fig. 3B) ($n = 3$), *Leptodactylus podicipinus* (Cope, 1862) ($n = 3$) apresentaram três indivíduos cada.

Registramos a presença de dois indivíduos cada de *Leptodactylus mystacinus* (Burmeister, 1862) ($n = 2$), *Scinax fuscovarius* (A. Lutz, 1925) ($n = 2$). As espécies com menor abundância de indivíduos foram, *Physalaemus* sp. ($n = 1$), *Leptodactylus labyrinthicus* (Spix, 1824) ($n = 1$) mostrados na (Fig. 3C) e *Physalaemus cuvieri* Fitzinger, 1826 ($n = 1$) com uma ocorrência apenas (Tabela 1). O método mais eficaz foi o de busca ativa sendo 80% dos indivíduos identificados por meio dele. Pode-se observar também uma maior abundância de indivíduos nas regiões mais úmidas e abertas da transecção. Todas as espécies coletadas apresentaram segundo a classificação da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) status de menor preocupação. Dentre os indivíduos coletados apenas um único indivíduo era macho e 41 fêmeas.

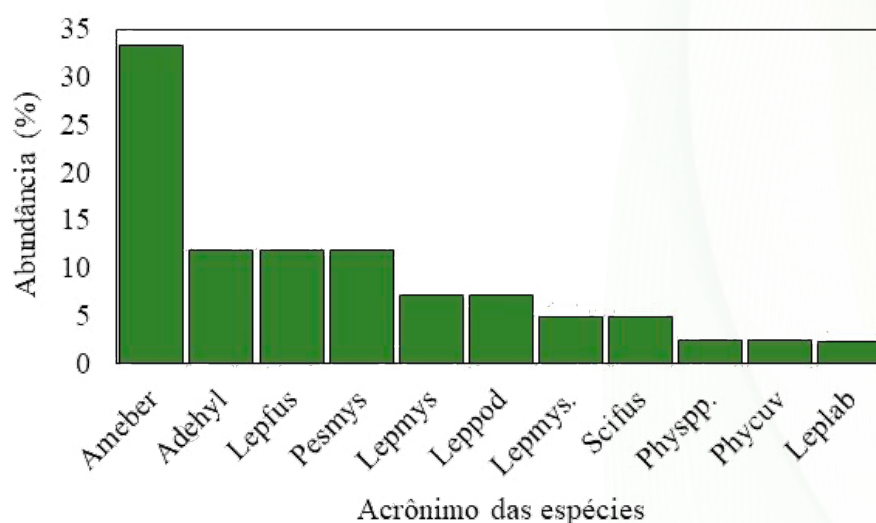


Fig. 2. Percentual em abundância das espécies coletadas durante o período de estudo, organizado em grau de importância.

Tabela 1. Lista de famílias e espécies registradas na área de estudo, acrônimos, abundância total e percentual e suas respectivas classificações da IUCN, Mp = menor preocupação.

Família/Espécies	Acrônimo	Abundância	IUCN
Dendrobatidae			
<i>Ameerega berohoka</i> (Vaz-Silva & Maciel 2011)	Ameber	14(33.3)	Mp
Leptodactylidae			
<i>Adenomera hylaedactyla</i> (Cope, 1868)	Adehyl	5(11.9)	Mp
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	Lepfus	5(11.9)	Mp
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	Leplab	1(2.3)	Mp
<i>Leptodactylus mystaceus</i> (Spix, 1824)	Lepmys	3(7.1)	Mp
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1862)	Lepmys.	2(4.8)	Mp
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	Leppod	3(7.1)	Mp
<i>Physalaemus</i> spp.	Physpp.	1(2.4)	Mp
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	Phycuv	1(2.4)	Mp
<i>Pseudopaludicola mystacalis</i> (Cope, 1887)	Pesmys	5(11.9)	Mp
Hylidae			
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	Scifus	2(4.8)	Mp

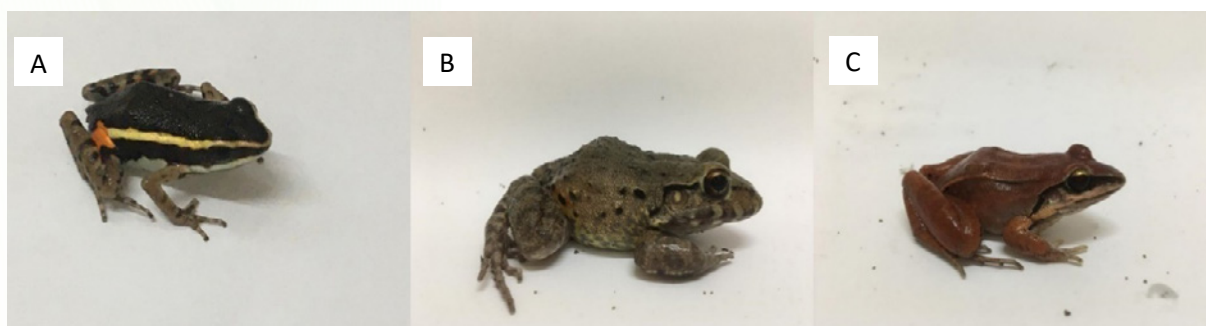


Fig. 3. Indivíduos coletados no Córrego Bacaba A- *A. berohoka*, B- *L. labyrinthicus* e C- *L. mystaceus*.

4. DISCUSSÃO

A Mata de Galeria do Córrego Bacaba apresentou uma alta riqueza de espécies, mesmo com o incêndio que acometeu o parque cerca de um mês antes das coletas, registrou-se mesmo com pouco esforço amostral, quase metade das espécies encontradas em estudos semelhantes para o Cerrado. Como no estado de Goiás, 39 espécies para Barro Alto (Gambale et al., 2014), 33 na Floresta Nacional de Silvânia (Morais et al., 2012 B.), 36 no sudoeste do estado de Goiás (Morais et al., 2011), 22 na Hidrolândia (Campo & Vaz-Silva, 2010) e 19 espécies em Mato Grosso município de Tangará da Serra (Campos et al., 2013).

Os autores (Gordo & Campos, 2004), em um estudo na Estação Ecológica Nhumirim no município de Corumbá – MS, encontraram um registro semelhante de espécies, com exceção apenas de *A. berohoka* (não havia sido identificada quando o estudo foi realizado). Corumbá-MS fica localizada

no domínio do bioma pantanal sendo a região localizada a 1300km de Nova Xavantina (ponto onde foi realizada a coleta). Justificativa para tal semelhança na composição de espécies mesmo com ambientes que diferem tanto, é a ampla distribuição geográfica das espécies capturadas, todas as espécies coletadas podem ser encontradas por quase todo o Brasil e alguns países da América Latina e são consideradas espécies generalistas.

A espécie mais abundante dentre as coletadas *A. berohoka* que apresentou 14 indivíduos, foi descoberta em Mineiros - GO (Vaz-Silva & Maciel, 2011), e sua ocorrência só é registrada no estado de Mato Grosso no município de Itiquira (Andrade et al., 2013). O nosso estudo registra então a segunda ocorrência de *A. berohoka* para o estado de Mato Grosso. Justificamos a abundância dominante de *A. berohoka* encontrada, devido as características da própria espécie, apesar de ser encontrada em matas ciliares fluviais e florestas de galeria, se adapta bem a ambientes antropizados e áreas abertas (Vaz-Silva & Maciel, 2011), podendo ter tolerado melhor do que as outras espécies os efeitos do incêndio que o local sofreu.

5. CONCLUSÃO

Atingimos nosso objetivo que era identificar quais espécies de anuros ocorriam localmente, e obtivemos com este estudo uma lista de espécies com resultados semelhantes a outros trabalhos do tipo. Com isso realizamos a primeira lista de espécie de Anuros no Parque do Bacaba, sendo este também um dos primeiros trabalhos do tipo para a região de transição Cerrado-Amazônia. Destacamos então a necessidade de trabalhos mais detalhados do grupo para a região, pois a falta destas informações dificulta possíveis estratégias de conservação para o grupo.

6. AGRADECIMENTOS

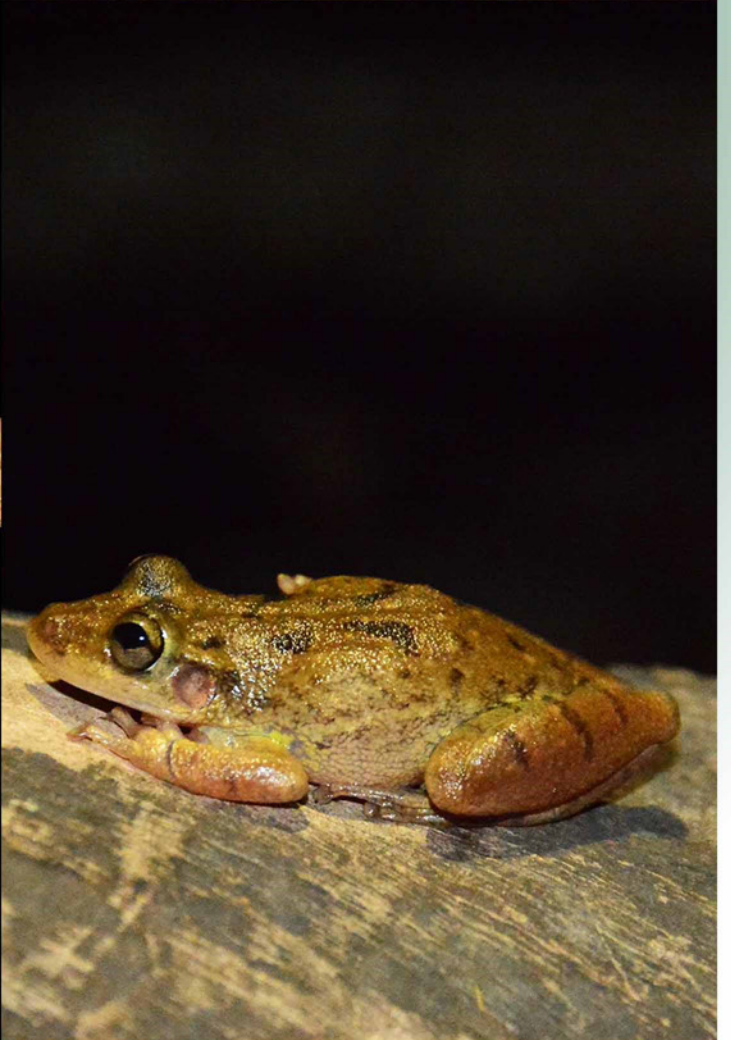
Gostaríamos de agradecer a todas as pessoas que colaboram para o desenvolvimento desse trabalho.

REFERÊNCIAS

- Andrade, F. S., Silva, L. A., Koroiva, R., Fadel, R. M., & Santana, D. J. (2019). A New Species of *Pseudopaludicola* Miranda-Ribeiro, 1926 (Anura: Leptodactylidae: Leiuperinae) from an Amazonia-Cerrado Transitional Zone, State of Tocantins, Brazil. *Journal of Herpetology*, 53(1), 68-80. <https://doi.org/10.1670/18-125>
- Andrade, S. P., Victor-Júnior, E. P., & Vaz-Silva, W. (2013). Distribution extension, new state record and geographic distribution map of *Ameerega berohoka* Vaz-Silva and Maciel, 2011 (Amphibia, Anura, Dendrobatidae) in Central Brazil. *Herpetology Notes*, 6(1), 337–338.
- AmphibiaWeb. (2019). Informações sobre declínios de anfíbios, história natural, conservação e taxonomia. [Web application]. <https://amphibiaweb.org>. Acessado em 02. Dezembro. 2019.
- Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., & Prado, P. I. (2010). Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae: Contributed paper. *Conservation Biology*, 24(1), 287–294. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01324.x>
- Bentley, P. J., & Yorio, T. (1976). Permeabilidade passiva da pele de anfíbios anuros: comparação de sapos (*Rana pipiens*) e sapos (*Bufo marinus*). *The Journal of Physiology*, 261, 603- 615. <https://doi.org/10.1113/jphysiol.1976.sp011576>
- Bertoluci, J., & Rodrigues, M. T. (2002). Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da mata atlântica do sudeste do Brasil. *Papeis Avulsos de Zoologia*, 42(11), 287–297. <https://doi.org/10.1590/s0031-10492002001100001>
- Campos, F., & Vaz-Silva, W. (2010). Distribuição espacial e temporal da anurofauna em diferentes ambientes no município de Hidrolândia, GO, Brasil Central. *Neotropical Biology and Conservation*, 5(3), 179–187. <https://doi.org/10.4013/nbc.2010.53.07>
- Campos, V. A., Oda, F. H., Juen, L., Barth, A., & Dartora, A. (2013). Composição e riqueza de espécies de anfíbios anuros em três diferentes habitats em um agrossistema no Cerrado do Brasil central. *Biota Neotropica*, 13(1), 124-132. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032013000100014>
- Colli, G. R., Bastos, R. P., & Araujo, A. F. B. (2002). The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: Oliveira, P. S., & Marquis, R. J. eds. *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of Neotropical savanna*. New York: Columbia University Press, 223-241.
- Crump, M. L., & Scott, J. R. N. J. (1994). Visual encounter surveys. In Foster (Eds.), *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians.*, Washington, D.C. EUA: Smithsonian Institution Press, 84-92.
- Duellman, W. E., & Trueb, L. (1994). *Biology of Amphibians*. Baltimore, Maryland: JHU Press.
- Frost, D. R. (2018). *Amphibian Species of the World: an Online Reference*. Disponível em: <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/>. Acesso em 02/12/2019.
- Gambale, P. G., Woitovicz-Cardoso, M., Vieira, R. R., Batista, V. G., Ramos, J., & Bastos, R. P. (2014). Composição e riqueza de anfíbios anuros em remanescentes de Cerrado do Brasil Central. *Iheringia - Serie Zoologia*, 104(1), 50–58. <https://doi.org/10.1590/1678-4766201410415058>

- Gordo, M., & Campos, Z. (2004). Lista dos anuros da Estação Ecológica Nhumirim e das serras de entorno do Pantanal Sul. *IV Simpósio Sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos Do Pantanal Corumbá/MS*, (February 2015), 6.
- Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19(3), 707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19(3), 707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- Marimon, B. S., De, E., Duarte, T. G., Chieregatto, L. C., & Ratter, J. A. (2006). Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany*, 63(2–3), 323–341. <https://doi.org/10.1017/S0960428606000576>
- Marimon, B. S., Marimon-Junior, B. H., Feldpausch, T. R., Oliveira-Santos, C., Mews, H. A., Lopez-Gonzalez, G., & Phillips, O. L. (2013). Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecology and Diversity*, 7(1–2), 281–292. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.818072>
- Marimon-Junior, B. H., & Haridasan, M. (2005). Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19(4), 913–926. <https://doi.org/10.1590/s0102-33062005000400026>
- Marques, E. Q., Marimon-Junior, B. H., Marimon, B. S., Matricardi, E. A. T., Mews, H. A., & Colli, G. R. (2019). Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 29(5), 1501–1517. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>
- Miguel, A., Marimon, B. S., Maracahipes, L., de Oliveira, E. A., & Marimon Junior, B. H. (2011). Mudanças na estrutura da vegetação lenhosa em três porções da mata de galeria do Córrego Bacaba (1999-2006), Nova Xavantina-MT. *Revista Árvore*, 35(3), 725–735. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622011000400017>
- Morais, A. R., Braga, R. T., Bastos, R. P., & Brito, D. (2012 A.). A comparative analysis of global, national, and state red lists for threatened amphibians in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 21(10), 2633–2640. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0322-2>
- Morais, A. R., Bastos, R. P., Vieira, R., & Signorelli, L. (2012 B.). Herpetofauna da Floresta Nacional de Silvânia, um remanescente de Cerrado no Brasil Central. *Neotropical Biology and Conservation*, 7(2), 114–121. <https://doi.org/10.4013/nbc.2012.72.05>
- Morais, A. R., Signorelli, L., Gambale, P. G., Kopp, K., Nomura, F., Guimarães, L. D., Vaz-Silva, W., Ramos, J., & Bastos, R. P. (2011). Anfíbios anuros associados a corpos d'água do sudoeste do estado de Goiás, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(3), 355–363. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000300028>

- Ribeiro-Júnior, J. W., & Bertolucisp, J. (2009). Anuros do cerrado da Estação Ecológica e da Floresta Estadual de Assis, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 9(1), 207–216. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032009000100020>
- Rocha, R. G., Ferreira, E., Martins, I. C. M., Costa, L. P., & Fonseca, C. (2014). Seasonally flooded stepping-stones: Emerging diversity of small mammal assemblage in the Amazonia-Cerrado ecotone, central Brazil. *Zoological Studies*, 53(1), 1–10. <https://doi.org/10.1186/s40555-014-0060-0>
- Rodrigues, A. F. S. F., Morais, D. H., Carvalho, V. T., D'Agosto, M., & Lemos, M. (2019). Morphological and Morphometric Characterization of Trypanosomes in *Leptodactylus lineatus* and *Osteocephalus* sp. (Anura) from Brazilian Midwest. *Revista Brasileira de Zoociências*, 20(1), 1–10. <https://doi.org/10.34019/2596-3325.2019.v20.24785>
- Rossete, A. N., & Ivanauskas, N. M. (2001). *Mapeamento do meio físico e da vegetação da Reserva Biológica Municipal "Mário Viana" Nova Xavantina – MT*. In: Livro de Resumos do Congresso de Ecologia do Brasil, Porto Alegre.
- Scott, Jr. N. J., & Woodward, B. D. (1994). *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for Amphibians*. Washington DC, EUA: Science for a changing world, 118-130.
- Semlitsch, R. D., & Bodie, J. R. (2003). Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. *Conservation Biology*, 17(5), 1219–1228. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02177.x>
- Silva, M. A. B., Mela, L. V. L., Ribeiro, R. V., Souza, J. P. M., Lima, J. C. S., Martins, D. T. O., & Silva, R. M. (2010). Levantamento etnobotânico de plantas utilizadas como anti-hiperlipidêmicas e anorexígenas pela população de Nova Xavantina-MT, Brasil. *Brazilian Journal of Pharmacognosy*, 20(4), 549–562. <https://doi.org/10.1590/s0102-695x2010000400014>
- Thaler, R., Folly, H., Fadel, R., Alves-Da-Silva, L., Mângia, S., & Santana D. J. (2020). New records of *Lithodytes lineatus* (Anura: Leptodactylidae) in the Cerrado-Amazon transition/Nuevos registros de *Lithodytes lineatus* (Anura: Leptodactylidae) en la transición Cerrado-Amazonas. *Caldasia*, 42(1), 1-2. <http://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.77257>
- Titon-Junior, B., & Gomes, F. R. (2012). Balanço hídrico e a distribuição geográfica dos anfíbios. *Revista Da Biologia*, 8, 49–57. <https://doi.org/10.7594/revbio.08.09>
- Valdujo, P. H., Silvano, D. L., Colli, G., & Martins, M. (2012). Anuran Species Composition and Distribution Patterns in Brazilian Cerrado, a Neotropical Hotspot. *South American Journal of Herpetology*, 7(2), 63–78 <https://doi.org/10.2994/057.007.0209>
- Valencia-Aguilar, A., Cortés-Gómez, A. M., & Ruiz-Agudelo, C. A. (2013). Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 9(3), 257–272. <https://doi.org/10.1080/21513732.2013.821168>
- Vaz-Silva, W., & Maciel, N. M. (2011). A new cryptic species of Ameerega (Anura: Dendrobatidae) from Brazilian Cerrado. *Zootaxa*, 68(2826), 57–68. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2826.1.3>



Local de amostragem e anfíbios coletados durante o estudo

8

DIVERSIDADE DE MORCEGOS (MAMMALIA: CHIROPTERA) EM UMA MATA DE GALERIA DO CERRADO MATO-GROSSENSE

Geane Rodrigues de Souza^{a,*}, Daniel Ferreira de Oliveira^a, Taynã Fernandes Nunes^a, Karina Cassia Faria^b, Ricardo Firmino de Sousa^b

^aPrograma de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

^bUniversidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Autor correspondente

*E-mail para correspondência: geane-rs2015@hotmail.com

RESUMO

Os morcegos pertencem a Ordem Chiroptera e são os únicos mamíferos que verdadeiramente voam, característica essa que deu nome ao grupo. O mundo apresenta cerca de 1300 espécies de morcegos identificadas, sendo que o Brasil comporta 179 destas espécies. Com isso tentamos responder a seguinte questão: Quais são os influenciadores da abundância e riqueza de espécies que ocorrem na mata de galeria das margens do Córrego Bacaba? Hipotetizamos que a temperatura do ambiente e os horários das coletas serão os maiores influenciadores da riqueza e abundância de espécies. As coletas foram realizadas em 16 de outubro de 2019. Dos morcegos capturados coletou-se dados biológicos (estado reprodutivo e sexo) e morfométricos (tamanho do antebraço e peso). Foram capturados 31 indivíduos, pertencentes à 2 famílias, 6 gêneros e 7 espécies, destacam-se as espécies *C. perspicillata*, *Eptesicus* sp. e *G. soricina* com 8 indivíduos cada. Foram coletados um maior número tanto de espécies (riqueza) quanto de indivíduos dentro das espécies (abundância) nos períodos iniciais da noite (Regressão linear). Acreditamos que seja devido ao hábito alimentar das espécies, com predomínio de nectarívoros e frugívoros. Os morcegos são um grupo associado as condições ambientais, possuem por exemplo uma temperatura considerada ótima para o forrageamento. Identificamos que as espécies capturadas apresentaram um aumento na abundância e riqueza de indivíduos entre as temperaturas de 24,5° C e 28° C (Regressão linear), portanto podemos considerar que este seja o limiar de temperatura ideal para as espécies. Ficou evidente a grande dependência do grupo com o habitat, e a necessidade de sua conservação.

Palavras-chave: Riqueza, Abundância, Parque Municipal do Bacaba, Fragmentação

1. INTRODUÇÃO

Os morcegos pertencem a Ordem Chiroptera, e são os únicos mamíferos que verdadeiramente voam, característica essa que deu nome ao grupo (Reis et al., 2007). O mundo apresenta cerca de 1300 espécies de morcegos identificadas (Voigt & Kingston, 2016), sendo que o Brasil comporta 179 destas espécies, dispostos em nove famílias e 64 gêneros (Nogueira et al., 2014). Os morcegos apresentam o maior número de espécies identificadas na família Phyllostomidae (92) (Nogueira et al., 2014). O Cerrado e o segundo maior bioma brasileiro com área 204.506.483 há encontrado em vários estados brasileiros (Ribeiro & Walter, 2008), o bioma comporta 120 espécies de morcegos (Delgado-Jaramillo

et al., 2020), com apenas uma espécie endêmica, a *Lonchophylla dekeyseri* Taddei, Vizotto & Sazima, 1983, que segundo classificação da IUCN 2016 está fortemente ameaçada de extinção.

Os morcegos apresentam um papel essencial na manutenção e recuperação de ambientes naturais, espécies frugívoras por exemplo, quando se alimentam acabam carregando em seu trato digestivo sementes e dispersando em outros locais (Lima et al., 2016). Nectarívoros que utilizam o néctar das flores como fonte de alimento, e como consequência fazem a polinização das espécies que visitam (Martins & Batalha, 2007). Os insetívoros que caçam insetos para alimentação, desempenham a função ecológica de controle das populações de insetos (Rainho et al., 2010). O grupo atua ativamente na dinâmica dos ecossistemas, por ser altamente diverso e participar de diferentes níveis tróficos mantem o seu equilíbrio e funcionalidade (Fenton et al., 1992; Medellín et al., 2008; Oliveira & Aguiar, 2015).

Os morcegos possuem o hábito de viver em grupo, o que ajuda na proteção contra predadores. Também concentram suas atividades como, procura por alimento e reprodução nos períodos noturnos (Reis et al., 2007). Padrões temporais de atividade podem ser observados para morcegos, e indicam como as espécies exploram o ambiente e partilham nichos (Denzinger & Schnitzler, 2013). Por exemplo morcegos insetívoros, possuem picos de atividade nos períodos iniciais da noite, com queda ao decorrer da noite, e outro pico de atividade perto do amanhecer, conforme os recursos alimentares se renovam ao longo da noite (Aguiar & Marinho-Filho, 2004; Meyer et al., 2004). Já quando falamos de nectarívoros ou frugívoros, o aumento por procura de alimento ocorre somente nos horários iniciais da noite, decaindo constantemente, pois néctar e frutos não são renováveis havendo competição entre os indivíduos pelo recurso (Aguiar & Marinho-Filho, 2004; Presley & Willig, 2009).

Além da dependência dos Quirópteros com a disponibilidade de alimento, são conhecidos outros efeitos indiretos sobre o grupo, através de recursos essenciais para sobrevivência, como presença de abrigos e água. (Meyer et al., 2004; Bordignon & França, 2009; Denzinger & Schnitzler, 2013) Alguns trabalhos demonstram também algumas influências diretas sobre o grupo, de modo que as condições do ambiente como, humidade, luminosidade e temperatura ambiental, podem ser um dos controladores da riqueza e distribuição de espécies (Meyer et al., 2004; McCain, 2006). Por se tratar de um grupo de mamíferos endotérmicos de pequeno porte, a maior gasto energético para manter a temperatura corporal estável (Silva & Maia, 2013). O que pode levar a uma restrição nas atividades de forrageio e procura por parceiros reprodutivos, em temperatura ambientais consideradas de maior gasto energético (Zubaid et al., 2006).

Apesar do número de pesquisas que abordem a ordem Chiroptera ter aumentado nos últimos anos no país, as informações sobre o tema cobrem menos de 10% de todo território brasileiro (Bernard et al., 2010), estando ainda mal definida por concentrar suas pesquisas na Mata Atlântica e sudeste do Brasil (Nogueira & Pol, 1998; Passos & Passamani, 2003; Aguiar & Marinho-Filho, 2004; Delgado-Jaramillo, 2020). Pesquisas voltadas a fauna de morcegos em ambientes de mata de galeria, se fazem necessários para manutenção de suas populações, o conhecimento básico de seus padrões, como sua riqueza, distribuição, abundância relativa e uso de recursos, são a base para a tomada de

decisões quanto a sua conservação e manejo (Voigt & Kingston, 2016). Com isso tentamos responder a seguinte questão: Quais são os influenciadores da abundância e riqueza de espécies que ocorrem na mata de galeria das margens do Córrego Bacaba? Hipotetizamos que a temperatura do ambiente e os horários das coletas serão os maiores influenciadores da riqueza e abundância de espécies.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A nossa área de estudo foi um trecho de Mata de Galeria as margens do Córrego do Bacaba, Parque Municipal do Bacaba que possui aproximadamente 450 ha, e está localizado no município de Nova Xavantina-MT (Rocha & Dalponte, 2006). A vegetação predominante do parque é o Cerrado formado pelas fitofisionomias, cerrado típico, cerradão, cerrado rupestre e mata de galeria (Ribeiro & Walter, 2008; Lagos & Marimon, 2012). A mata de galeria ou florestas de galeria são formações florestais compostas por uma grande diversidade de espécies vegetais e animais (Oliveira-Filho & Ratter, 1995; Lenza et al., 2015), e essa fitofisionomia está sempre ligada a locais com corpos d'água (Ratter et al., 1997). O clima da região é caracterizado como Aw conforme classificação de Koppen, com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos. Apresenta temperatura média anual de 25,5°, e precipitação média anual de 1.600 mm (Vianello & Alves, 2000).

Coleta de dados

As coletas foram realizadas no dia 16 de outubro de 2019, utilizando para as capturas 5 redes de neblina de 9x3 m, sendo sustentadas por duas hastes de 3 m altura cada, montadas ao longo da trilha e cruzando o Córrego do Bacaba. A disposição das redes foi definida de modo a interceptar pontos de rotas de voo dos indivíduos. A abertura das redes foi realizada as 18:00 horas e o fechamento as 00:00 horas, totalizando 6 horas de coletas. As redes eram conferidas a cada 30 minutos, para evitar o stress dos morcegos nas redes, mas foram consideradas a cada uma hora um período de coleta. A temperatura foi medida utilizando termômetro digital (IncoTerm) para cada período de coleta.

Os morcegos capturados foram acondicionados vivos em sacos de algodão numerados ou em gaiolas, os indivíduos coletados foram soltos somente após a retiradas das redes, para evitar a recaptura de indivíduos. Realizamos a coleta de dados biológicos e morfométricos, como o tamanho do antebraço que foi medido com paquímetro. Efetuamos a identificação do sexo e estado reprodutivo dos indivíduos, os machos foram avaliados pela posição dos testículos na cavidade abdominal (Fig. 1B) (Kunz et al., 1983), e as fêmeas se estavam lactantes ou prenhas, diagnosticadas por meio da apalpação do abdômen (Fig. 1A) (Racey, 1988). Coletamos por fim o peso com balança de precisão, e identificamos em nível de espécie todos os indivíduos com literatura especializada (Reis, 2007).

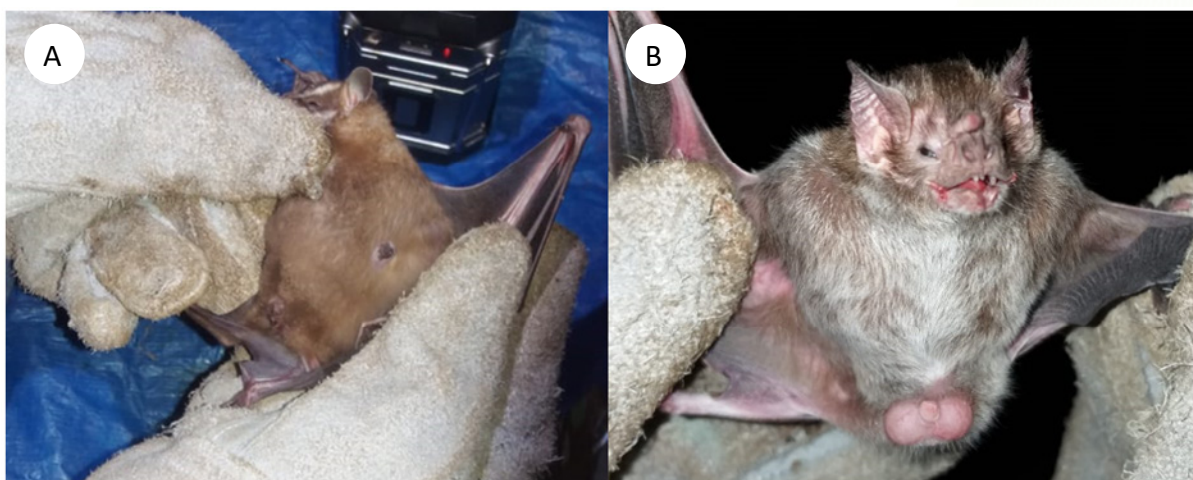


Fig. 1. Diferenciação do sexo e estágio reprodutivo nos indivíduos. A: Fêmea lactante; B: macho escrotado.

Análise de dados

Realizamos análises de regressão linear, empregando o horário de coleta como variável preditora e riqueza e abundância como variável resposta. Também utilizamos a mesma análise empregando, como variável preditora a temperatura no momento da coleta, e como variável resposta a riqueza e abundância. Os gráficos foram feitos com software R version 3.5.1 (R Core Team, 2018), e os dados foram tabulados no programa Excel versão Plus 2013. Calculamos a abundância relativa para cada espécie encontrada, utilizando a expressão, abundância relativa (π), representada por n_i/N , ou seja, o número de indivíduos de cada espécie dividido pelo número total de indivíduos (Faria, 2016). Também calculamos o esforço de captura utilizando a expressão, Esforço de captura = (Comprimento da rede. Altura da rede). (Horas). (Número de redes) seguindo a metodologia de Straube & Bianconi (2002). Adicionamos dados em porcentagem do hábito alimentar das espécies, que foi determinado conforme descrições já publicadas para as espécies em literatura.

3. RESULTADOS

Foram capturados 31 indivíduos, pertencentes a duas famílias, seis gêneros e sete espécies. O nosso esforço de captura foi equivalente a 810 m².h. Em número de indivíduos destacam-se as espécies *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), *Eptesicus* sp. e *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766) com oito indivíduos cada. A abundância relativa das espécies variou entre 0,033 e 0,258, sendo *G. soricina*, *Eptesicus* sp. e *C. perspicillata* com 0,258 cada, representando 77% da comunidade coletada. Dos indivíduos capturados 19 eram machos (10 escrotados, nove em estágio não reprodutivo) e 12 eram fêmeas (três gestantes, um lactante, oito em estágio não reprodutivo) (Tabela 1). O hábito alimentar das espécies capturadas (Tabela 1) foi de frugívoros 44%, nectarívoros 34%, insetívoros 19% e hematófagos 2% (a espécie *Eptesicus* sp. foi contabilizada três vezes para o cálculo por apresentar mais de um hábito alimentar).

Encontramos uma maior abundância de indivíduos nas temperaturas 24,7°C e 28°C respectivamente (regressão linear) (Fig. 2A), ficou evidente dois aumentos da riqueza de espécies nas temperaturas 25,5°C e 28°C (Fig. 2D) (regressão linear). Observamos um pico de riqueza de espécies às 19:00 horas e uma tendência de decaimento com o avanço das horas (regressão linear) (Fig. 2C), já para a abundância de indivíduos ocorreu dois picos, sendo o maior às 19:00h e um segundo às 21:00h sendo segundo menos intenso (regressão linear) (Fig. 2B).

Tabela 1. Lista de ocorrência de espécies ordenadas por família/subfamília/espécies, sua respectiva ocorrência (Ocor.), abundância relativa (Ar), hábito alimentar (Há) e proporção sexual por espécie.

Famílias/Subfamílias/Espécies	Oco.	Abu. Rel.	Hábito alimentar	Sexo	
				M	F
Phyllostomidae					
Sternodermatinae					
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	2	0,064	Frugívoro	2	
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	3	0,096	Frugívoro	1	2
Caroliinae					
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	8	0,258	Frugívoro	5	3
Desmodontinae					
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	1	0,033	Hematófago	1	
Phyllostominae					
<i>Mimon crenulatum</i> (E. Geoffroy, 1803)	1	0,033	Insetívoro	1	
Glossophaginae					
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	8	0,258	Nectarívoro	5	3
Verpertilionidae					
Vespertilioninae					
<i>Eptesicus</i> sp.	8	0,258	Insetívoro/ Frugívoro / Nectarívoro	4	4
Total	31	1,00		19	12

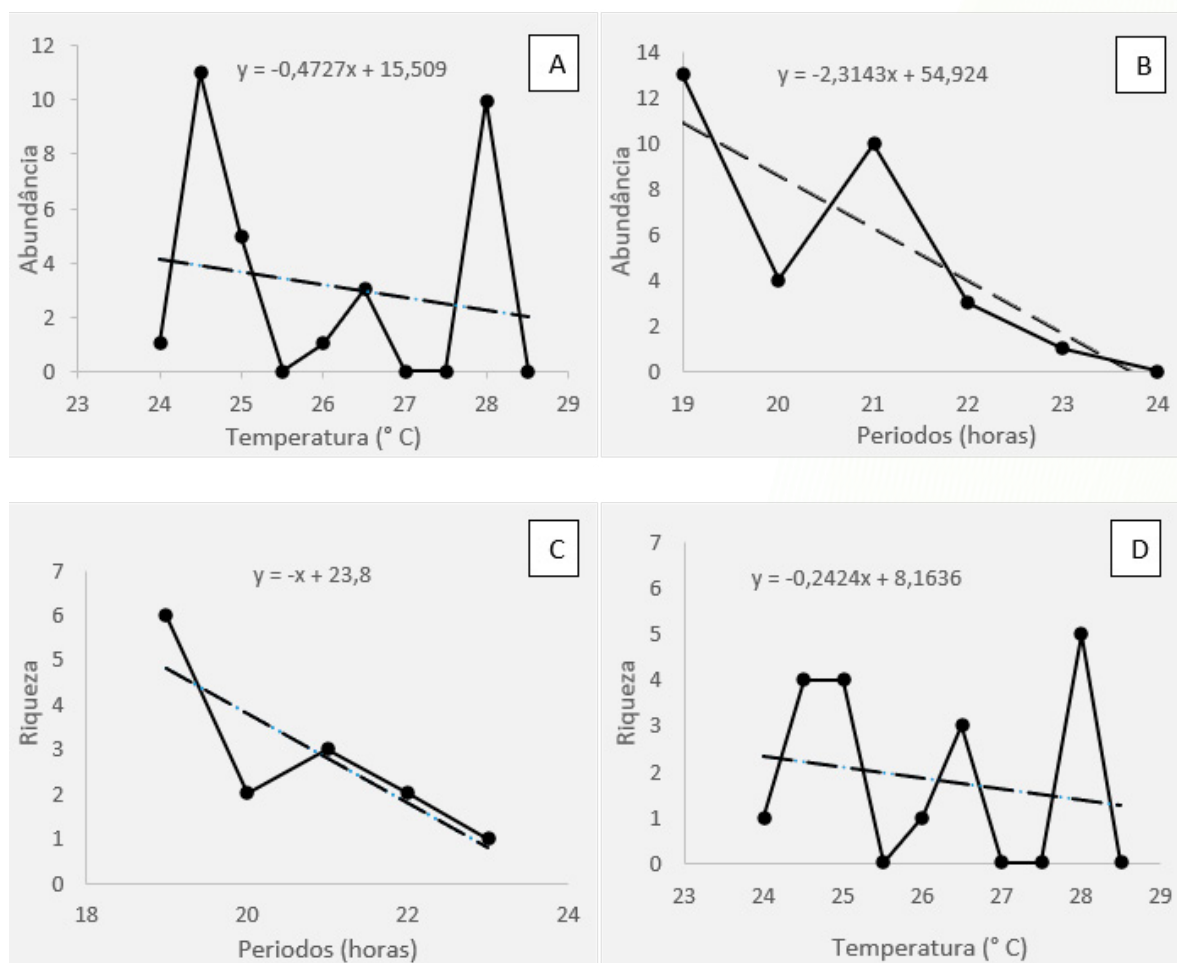


Fig. 2. Gráficos de regressão linear das variáveis que influenciaram abundância e riqueza, A: relação entre abundância e temperatura, B: relação entre abundância e períodos, C: relação entre riqueza e períodos, D: relação entre riqueza e temperatura.

4. DISCUSSÃO

Capturamos um número significativo de indivíduos (31) e espécies (7) mesmo estando na fase de lua cheia, período que ocorre o fenômeno denominado “fobia lunar”, que consiste na diminuição da frequência com que os morcegos saem dos abrigos, devido ao maior risco de predação causado pelo aumento da luminosidade. E isso torna também as redes de captura mais visíveis, influenciando diretamente na captura dos indivíduos (Singaravelan & Marimuthu, 2002). Mas presumimos que devido ao dossel mais fechado da mata de galeria a luminosidade da lua não tenha interferido nas coletas (Breviglieri, 2011). Além disso acreditamos que a estação do ano também tenha favorecido, por se tratar do período chuvoso, época do ano em que o grupo utiliza para a reprodução, devido à alta disponibilidade de recursos alimentares (Bordignon & França, 2009; Passos & Passamani, 2003; Sousa et al., 2013). Nossas coletas atingiram 28% da riqueza registrada para o Parque do Bacaba, segundo compilação de dados realizada por Oliveira et al. (2015), em que registrou 25 espécies de morcegos, quando comparamos com a média de registros para o Cerrado alcançamos entre 28% e 47% da riqueza média (Zortéa & Alho, 2008).

As duas espécies com maior abundância no nosso estudo, *C. perspicillata*, e *G. soricina*, também foram as mais abundantes no estudo de Coelho, 2005 com métodos semelhantes no corredor Cerrado-Pantanal. Corroborando também com os resultados obtidos para essa região por Sousa et al. 2013. Assim como o gênero *Eptesicus* sp. também foi um dos mais capturados, acreditamos ter apresentado essa alta abundância de indivíduos, por não ter sido identificado a nível de espécie e estar comportando talvez várias espécies juntas. A equabilidade das espécies coletadas foi baixa, das sete espécies encontradas somente três representaram 77% da comunidade capturada. Alguns grupos tróficos de quirópteros são capturados com maior frequência em redes de neblina, como frugívoros e nectárvoros, enquanto outros como os insetívoros são captados esporadicamente, por apresentarem um sonar aguçado para a caça, acabam detectando as redes e desviando (Zortéa et al., 2010; Flaquer et al., 2007; Gonçalves & Gregorin, 2004).

Foram coletados um maior número tanto de espécies (riqueza) quanto de indivíduos dentro das espécies (abundância) nos períodos iniciais da noite. Acreditamos que seja devido ao hábito alimentar das espécies, com predomínio de nectarívoros e frugívoros. Recursos alimentares como néctar e frutos são finitos e renovados lentamente, com disponibilidade dependente da abundância de consumidores, desta forma os morcegos tendem forragear nas primeiras horas da noite ou acabam sem alimento (Lima et al., 2016). Já os insetívoros que foram capturados em menor número, apresentam o hábito de forrageio durante todo o período da noite, pois o seu recurso alimentar (insetos) é constantemente renovado durante a noite (Aguiar & Marinho-Filho, 2004). Os morcegos são um grupo associado as condições ambientais e possuem, por exemplo, uma temperatura ambiental considerada ótima para o forrageamento (McCain, 2006). Por serem animais endotérmicos, possuem maior gasto de energia para manter sua temperatura corporal estável devido ao seu pequeno porte. Identificamos que as espécies capturadas apresentaram um aumento na abundância e riqueza de indivíduos nas temperaturas ambientais de 24,5°C e 28°C, portanto podemos considerar que este seja o limiar de temperatura ambiental ideal para as espécies.

5. CONCLUSÃO

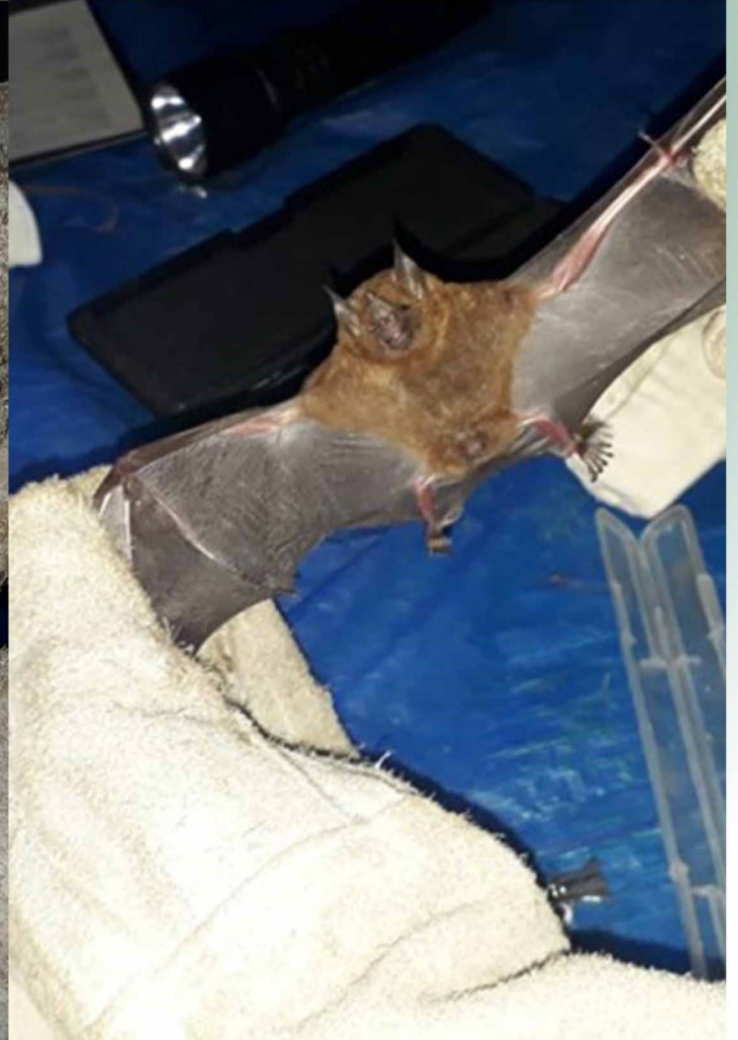
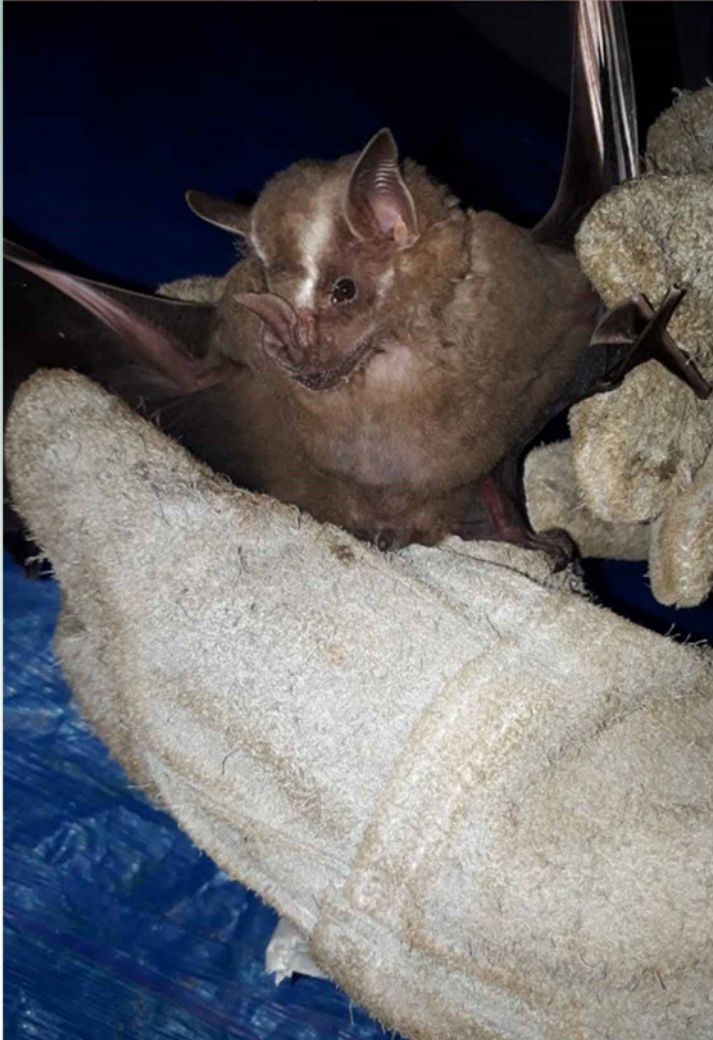
Apesar das coletas serem realizadas em um curto período, encontramos grande riqueza e uma alta abundância da ordem Quiróptera. Descobrimos que tanto a temperatura ambiental quanto os horários das coletas, conduziram o aumento na abundância e riqueza de espécies. Ocorreu uma maior abundância e riqueza de espécies nos horários iniciais da noite, e identificamos também maior abundância e riqueza de espécies nas temperaturas ambientais de 24,5°C e 28°C. Ficou evidente a grande dependência do grupo com o habitat, e a urgência de sua conservação, destacando então a necessidade de mais trabalhos que abordem o grupo no bioma Cerrado.

REFERÊNCIAS

- Aguiar, L. M. de S., & Marinho-Filho, J. (2004). Activity patterns of nine phyllostomid bat species in a fragment of the Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2), 385–390. <https://doi.org/10.1590/s0101-81752004000200037>
- Breviglieri, C. P. B. (2011). Influência do dossel na atividade de morcegos (Chiroptera: Phyllostomidae) em três fragmentos no estado de São Paulo. *Chiroptera Neotropical*, 17(1), 817–825. <https://chiroptera.unb.br/index.php/cn/article/view/7>
- Bernard, E., Aguiar, L. M. S., & Machado, R. B. (2011). Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mammal Review*, 41(1), 23–39. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2010.00164.x>
- Bordignon, M., & França, A. O. (2009). Riqueza, diversidade e variação altitudinal em uma comunidade de morcegos filostomídeos (Mammalia: Chiroptera) no Centro-Oeste do Brasil. *Chiroptera Neotropical*, 15(1), 425–433.
- Coelho, D. C. (2005). *Ecologia e conservação da quiropterofauna no corredor Cerrado-Pantanal*. Tese de doutorado. Universidade de Brasília, Brasil.
- Delgado-Jaramillo, M., Aguiar, L. M. S., Machado, R. B., & Bernard, E. (2020). Assessing the distribution of a species-rich group in a continental-sized megadiverse country: Bats in Brazil. *Diversity and Distributions*, 26(5), 632–643. <https://doi.org/10.1111/ddi.13043>
- Denzinger, A., & Schnitzler, H. U. (2013). Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology*, 4(1), 1–16. <https://doi.org/10.3389/fphys.2013.00164>
- IUCN (2016) The IUCN Red List of Threatened. Version 2016.2. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>. Acesso em 23 abril de 2020.
- Fenton, M. B., Acharya, L., Audet, D., Hickey, M. B. C., Memiman, C., & Adkins, B. (1992). Phyllostomid Bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as Indicators of Habitat Disruption in the Neotropics. *Biotropica*, 24(3), 440–446. <https://doi.org/10.2307/2388615>
- Flaquer, C., Torre, I., & Arrizabalaga, A. (2007). Comparison of Sampling Methods for Inventory of Bat Communities. *Journal of Mammalogy*, 88(2), 526–533. <https://doi.org/10.1644/06-mamm-a-135r1.1>
- Gonçalves, E., & Gregorin, R. (2004). Quirópteros da Estação Ecológica da Serra das Araras, Mato Grosso, Brasil, com o primeiro registro de *Artibeus gnomus* e *A. anderseni* para o cerrado. *Lundiana*, 5(2), 143–149.
- Lenza, E., Santos, J. O., & Maracahipes-Santos, L. (2015). Species composition, diversity, and vegetation structure in a gallery forest-cerrado sensu stricto transition zone in eastern Mato Grosso, Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 29(3), 327–338. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3697>

- Lima, I. P., Nogueira, M. R., Monteiro, L. R., & Peracchi, A. L. (2016). Frugivoria e dispersão de sementes por morcegos na reserva natural vale, sudeste do Brasil. *Floresta Atlântica de Tabuleiro: Diversidade e Endemismo Na Reserva Natural Vale. The Nature Conservancy, Symbiosis & Amplo, Belo Horizonte*, 433–452.
- Lagos, M. do C. C., & Marimon, B. S. (2012). Chuva de sementes em uma floresta de galeria no Parque do Bacaba, em Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. *Revista Arvore*, 36(2), 311–320. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000200012>
- Martins, F. Q., & Batalha, M. A. (2007). Vertical and horizontal distribution of pollination systems in cerrado fragments of Central Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(3), 503–514. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132007000300016>
- McCain, C. M. (2006). Could temperature and water availability drive elevational species richness patterns? A global case study for bats. *Global Ecology and Biogeography*, 16(1), 1–13. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2006.00263.x>
- Meyer, C. F. J., Schwarz, C. J., & Fahr, J. (2004). Activity patterns and habitat preferences of insectivorous bats in a West African forest-savanna mosaic. *Journal of Tropical Ecology*, 20(4), 397–407. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001373>
- Nogueira, M. R., de Lima, I. P., Moratelli, R., Tavares, V. da C., Gregorin, R., & Peracchi, A. L. (2014). Checklist of Brazilian bats, with comments on original records. *Check List*, 10(4), 808–821. <https://doi.org/10.15560/10.4.808>
- Nogueira, M. R., & Pol, A. (1998). Observações sobre os hábitos de *Rhynchonycteris naso* (WIED-NEUWIED, 1820) e *Noctilio albiventris* DESMAREST, 1818 (Mammalia, Chiroptera). *Revista Brasileira de Biologia*, 58(3), 473–480. <https://doi.org/10.1590/s0034-71081998000300012>
- Oliveira, H. F. M. de. & Aguiar, L. M. S. (2015). The response of bats (Mammalia: Chiroptera) to an incidental fire on a gallery forest at a Neotropical savanna. *Biota Neotropica*, 15(4). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2015-0091>
- Oliveira, S. L. de, Araujo Silva Souza, L., Silva, H. K., & De Cassia Faria, K. (2015). Spatial configuration of the occurrence of bat species (Mammalia: Chiroptera) in eastern Mato Grosso, Brazil. *Biota Neotropica*, 15(1), 1–8. <https://doi.org/10.1590/1676-06032014012214>
- Ratter, J. A., & Oliveira-Filho, A. T. (1995). A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany*, 52(2), 141–194. <https://doi.org/10.1017/S0960428600000949>
- Passos, J. B., & Passamani, M. (2003). *Artibeus lituratus* (Phyllostomidae): biologia e dispersão de sementes no Parque do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, Santa Teresa (ES). *Natureza on Line*, 1(1), 1–6.
- Presley, S. J., Willig, M. R., Castro-Arellano, I., & Weaver, S. C. (2009). Effects of Habitat Conversion on Temporal Activity Patterns of Phyllostomid Bats in Lowland Amazonian Rain Forest. *Journal of Mammalogy*, 90(1), 210–221. <https://doi.org/10.1644/08-mamm-a-089.1>

- Rainho, A., Augusto, A. M., & Palmeirim, J. M. (2010). Influence of vegetation clutter on the capacity of ground foraging bats to capture prey. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), 850–858. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01820.x>
- Ratter, J. A., Ribeiro, J. F., & Bridgewater, S. (1997). The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, 80(3), 223–230. <https://doi.org/10.1006/anbo.1997.0469>
- Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A., & Isaac, P. L. (2007). *Morcegos do Brasil*. Londrina, Paraná. Depósito legal na Biblioteca Nacional.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2008). *As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado*. In *Cerrado: Ecologia e Flora*. Brasília: Embrapa.
- Rocha, E. C., & Dalponte, J. C. (2006). Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de Cerrado em Mato Grosso, Brasil. *Revista Arvore*, 30(4), 669–678. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622006000400021>
- Silva, R. G., & Maia, A. S. C. (2013). *Principles of Animal Biometeorology*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Singaravelan, N., & Marimuthu, G. (2002). Moonlight inhibits and lunar eclipse enhances foraging activity of fruit bats in orchard. *Current Science*, 82(8), 1020-1022. <https://www.jstor.org/stable/24106770>
- Sousa, R. F. de, Venere, P. C., & Faria, K. de C. (2013). Bats in forest remnants of the Cerrado savanna of eastern Mato Grosso, Brazil. *Biota Neotropica*, 13(2), 236–241. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032013000200023>
- Straube, F., Ambiental, H. C., & Bianconi, G. (2002). Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiroptera Neotropical*, 8(1/2), 150–152.
- Vianello, R. L., & Alves, A. R. (2000). *Meteorologia básica e aplicações*. Viçosa: UFV. 448p.
- Voigt, C. C., & Kingston, T. (2016). *Bats in the Anthropocene : Conservation of Bats in a Changing World*. Springer Cham, London/NY. pp. 600.
- Zortéa, M., & Alho, C. J. R. (2008). Bat diversity of a Cerrado habitat in central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 17(4), 791–805. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9318-3>
- Zortéa, M., Melo, F. R., Carvalho, J. C., & Zacarias, D. R. (2010). Morcegos da Bacia do rio Corumbá, Goiás. *Chiroptera Neotropical*, 27(1), 610-616.
- Zubaid, A., McCracken, G. F., & Kunz, T. H. (2006). *Functional and evolutionary ecology of bats*. Oxford University Press, New York.



Captura e manipulação de morcegos coletados uma mata de galeria do Cerrado mato-grossense

9

PLASTICIDADE FENOTÍPICA NOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE *ROUPALA MONTANA* E *EMMOTUM NITENS* EM AMBIENTES FLORESTAL E SAVÂNICO

Camila Silva Borges^{a,*}, Micael Felipe de Moraes^a

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, Caixa Postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Autor correspondente

*E-mail para correspondência: camilasilvaborges7@gmail.com

RESUMO

Espécies vegetais podem expressar distintos fenótipos de acordo com as variações ambientais relacionadas ao ambiente nos quais se estabelecem. Por isso, nosso objetivo foi avaliar se espécies arbóreas de Cerrado (*Roupala montana* e *Emmotum nitens*) apresentam diferenças nos atributos funcionais em ambientes florestal (cerradão) e savânico (Cerrado Típico). Para isso realizamos medições de altura, diâmetro do tronco, espessura de casca interna e externa, volume da casca, espessura da folha, comprimento e diâmetro do pecíolo. Para *R. montana*, apenas a área foliar específica foi maior no ambiente florestal, enquanto a massa foliar específica foi maior no ambiente savânico. Para *E. nitens*, nenhum dos atributos diferiu entre os ambientes. Tanto para *R. montana* quanto para *E. nitens* verificamos diferentes *trade-offs* (e.g. volume da casca interna x espessura da folha), ou seja, diferentes correlações entre os atributos, nos dois ambientes estudados, indicando diferentes investimentos em atributos de acordo com as particularidades de cada local. A semelhança entre a maioria dos atributos funcionais das duas espécies para os dois ambientes pode estar relacionada ao fato de estarem muito próximos e em um gradiente de adensamento da vegetação. Por outro lado, as duas únicas diferenças foram naquelas dos atributos foliares mostrando que as folhas são órgãos plásticos mesmo em pequenas variações no ambiente, isso porque em ambiente savânico as plantas tendem a reduzir sua área foliar para evitar perda de água para o ambiente, já em ambiente florestal onde a luz é um recurso limitante elas tendem a aumentar sua área foliar para melhor competir por luz. Dessa forma, espécies do Cerrado podem apresentar plasticidade nos atributos foliares em distintos tipos vegetacionais mesmo que as áreas sejam próximas.

Palavras-chave: Carne-de-vaca, Sôbre, Cerrado típico, Cerradão, Diversidade funcional

1. INTRODUÇÃO

Algumas espécies vegetais possuem a capacidade de expressar diferentes fenótipos em resposta às distintas condições do ambiente onde as plantas se estabelecem. Esta característica é denominada plasticidade fenotípica e se expressa através de variações nos atributos funcionais, que podem ser morfológicos, fisiológicos e fenológicos (Grime & Mackey, 2002). Esses ajustes (e.g. tamanho da folha, altura, diâmetro) nos traços morfofisiológicos das espécies exercem grande influência nas taxas de crescimento, reprodução e sobrevivência e, podem limitar a distribuição das espécies em diferentes ambientes (Diaz & Cabido, 2001; Violle et al., 2007). No entanto, aquelas espécies com maior plasticidade fenotípica podem ocupar distintos ambientes (Marachipes et al., 2018). Espécies

que possuem alta plasticidade fenotípica ligadas à sobrevivência conseguem se adaptar a ambientes heterogêneos ou de transição com mais vantagens em relação às outras, garantindo uma distribuição mais ampla (Via et al., 1995; Marachipes et al., 2018).

Os atributos funcionais são ferramentas importantes na avaliação das respostas ecológicas das espécies às limitações do ambiente. Por exemplo, os atributos foliares como espessura foliar (EF) e área foliar específica (AFE) (Pérez-Harguindeguy et al., 2013), são úteis para avaliar os ajustes das espécies nos diferentes níveis de luminosidade. Os atributos de casca, por sua vez, estão diretamente relacionados com a proteção e recuperação pós-fogo, ataque de patógenos e danos causados por herbivoria (Gill e Ashton, 1968; Romero e Bolker, 2008; Romero et al., 2009; Lawes et al., 2011), armazenamento de água e outros compostos (Srivastava, 1964; Schmidt & Stewart, 1998; Scholz et al., 2007). A altura da planta, por sua vez, está ligada ao vigor competitivo, fecundidade e tolerância aos distúrbios das espécies vegetais (Cianciaruso, 2009).

A capacidade das espécies de modificar a expressão fenotípica de acordo com a interação com outros indivíduos e com as condições ambientais permite que elas possam se distribuir em diferentes ambientes (Fine et al., 2012). Existem áreas especialmente interessantes para se estudar as modificações morfológicas como por exemplo, a zona de transição ecológica entre a Amazônia e Cerrado (Marimon et al., 2006), formada por um mosaico ambiental de fundamental importância para se entender os padrões ecológicos das espécies. O Cerrado é caracterizado por formações florestais, savânicas e campestres, sendo representado por onze tipos principais de fitofisionomias, como por exemplo o cerrado Típico, formação savânica e, o cerradão, formação florestal (Ribeiro & Walter, 2008).

Espécies de formações savânicas do Cerrado são adaptadas a ambientes com alto estresse hídrico (Franco, 2002) e baixa disponibilidade de nutrientes (Haridasan, 2008). Por sua vez, as espécies de formações florestais são adaptadas a ambientes com baixa incidência de luz, exibindo adaptações relacionadas à tolerância ao sombreamento (Carswell et al., 2000). As distintas características das espécies em formações savânicas e florestais podem fazer com que as espécies desses dois ambientes pertençam a grupos ecológicos distintos. Essas diferenças funcionais podem ser observadas não apenas entre diferentes espécies, mas também pode ser observada entre indivíduos da mesma espécie localizados em ambientes distintos (Cianciaruso, 2009). Assim, o ambiente pode atuar como filtro ambiental, selecionando as espécies e/ou indivíduos mais adaptados, ou seja, aqueles que possuem maior plasticidade fenotípica (Sobral & Cianciaruso, 2012). Dessa forma as plantas podem expressar diferentes adaptações de acordo com o ambiente que estão inseridas, caracterizando diferentes *trade-offs* entre indivíduos da mesma espécie (e.g. área foliar específica x espessura foliar) através de um processo denominado aclimação (Chambel et al., 2008).

Diante do exposto, nosso trabalho tem como pergunta principal: Espécies que se estabelecem em ambientes savânicos e florestais apresentam diferenças nos seus atributos funcionais de folha e de tronco? Baseados na premissa de que o ambiente funciona como um filtro ambiental para os diferentes atributos funcionais das espécies, elaboramos as seguintes hipóteses: (1) Atributos que conferem a maior capacidade de competição por luz como altura, área foliar específica, comprimento

e diâmetro do pecíolo serão maiores no ambiente com maior nível de sombreamento (Poorter & Nagel, 2000), por se tratar de espécies que precisam ser eficientes na captura de luz; (2) Atributos como espessura de casca tanto interna como externa, conteúdo de água na folha e casca serão maiores no cerrado típico, por se tratar de uma estratégia para reduzir a perda de água (Keeley et al., 2011); (3) As espécies apresentarão diferentes *trade-offs* em formação savânica e florestal, devido às particularidades de cada ambiente.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Desenvolvemos nosso estudo em um cerradão (ambiente florestal) e um cerrado típico (ambiente savânico) no Parque Municipal do Bacaba, situado no município de Nova Xavantina (14°41'44"S e 52°21'01"O), leste do estado de Mato Grosso. Localizada às margens da BR 158, a unidade de conservação possui uma área de aproximadamente 500 hectares. O clima típico da região é do tipo Aw conforme a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013) com períodos chuvoso e seco bem definidos. A temperatura média anual é de 25° C e a precipitação total anual varia de 1300 mm a 1500 mm (Marimon & Felfilli, 2002).

O Parque Municipal do Bacaba é constituído por um mosaico de fitofisionomias do bioma Cerrado, predominantemente por cerrado típico, além de porções de cerradão (Marimon-Junior & Haridasan, 2005; Elias et al., 2019). O cerradão apresenta dossel fechado, plantas altas, ultrapassando os 14 m de altura e presença de lianas. Diferentemente, o cerrado típico exibe características savânicas com dossel aberto e com presença de estrato herbáceo-graminoso (Ribeiro & Walter, 2008). O solo de ambas as áreas é distrófico, porém, o cerradão apresenta maior teor de argila em todo seu perfil, possuindo assim maior capacidade de retenção de água no solo que o cerrado típico (Marimon-Junior & Haridasan, 2005).

Espécies estudadas

Para desenvolvermos o presente estudo selecionamos duas espécies (*Roupala montana* Aubl e *Emmotum nitens* (Benth.) Miers), as quais compartilham indivíduos entre as duas áreas. A primeira, *Roupala montana* Aubl., pertencente à família Proteaceae, é conhecida popularmente na região como carne-de-vaca, ocorre em quase todas as fitofisionomias do bioma Cerrado e pode se desenvolver tanto como arbusto quanto árvore de porte médio, atingindo até aproximadamente 15 m de altura e 35 cm de diâmetro (Johnson & Briggs 1975). Essa espécie permanece sempre-verde, mas perde aproximadamente 27% de suas folhas no período seco, reduzindo sua acumulação de carbono em cerca de 34% até o fim do período (Franco, 1998).

A segunda, *Emmotum nitens* (Benth.) Miers, pertencente à família Icacinaceae, é conhecida popularmente na região como sôbre, possui ampla dispersão no bioma Cerrado, e ocorre em grande abundância nos cerradões distróficos (Felfili et al., 2002; Marimon-Junior & Haridasan, 2005). Possui importância econômica e ecológica, usadas em obras na construção rural e recuperação de áreas

degradadas (Alves, 2012), podendo chegar até 15 m de altura e 40 cm de diâmetro a altura do peito (DAP), sendo uma espécie semidecídua. O desenvolvimento dos frutos é lento e ocorre de abril a setembro e a floração no período chuvoso.

Coleta e preparação dos dados

Para comparar os atributos de tronco e folhas entre o cerrado típico e cerrado, selecionamos 10 indivíduos de cada espécie, cinco em cada fitofisionomia. Para cada indivíduo, coletamos o diâmetro do tronco à ≥ 50 cm a altura do solo (cm), a altura total e do fuste (m), a espessura da casca interna e externa (cm), o volume da casca interna e da externa (cm³), a espessura da folha (mm), o diâmetro e comprimento do pecíolo (mm), o conteúdo de água da casca externa e interna (g), o conteúdo de água da folha (g) e a área foliar específica (mm² mg⁻¹).

Para realizarmos as medidas de altura total e do fuste utilizamos uma trena a laser e para medir o diâmetro, uma fita diâométrica. Coletamos as amostras de casca, na mesma altura que medimos o diâmetro, com o auxílio de um formão com dimensões de 2x2 (cm). Medimos as espessuras interna e externa de casca com auxílio de um paquímetro digital e o volume com uma proveta graduada. Medimos a espessura da folha, o comprimento e o diâmetro do pecíolo com auxílio de um paquímetro digital. Para calcular a área foliar, primeiro escaneamos as folhas com escâner de mesa, posteriormente calculamos a área foliar utilizando o programa *Image J*. Aferimos as medidas de massa fresca, massa seca de casca e da folha por meio de balança de precisão. Para a secagem do material, armazenamos em estufa a aproximadamente 60° C por 70 horas. Obtivemos a massa foliar por área (MFA) dividindo a área foliar por 1000 e pela massa seca (g m⁻²). Calculamos a área foliar específica (AFE mm² mg⁻¹) através da razão entre a área foliar e o peso seco das folhas de acordo com o proposto por Pérez-Harguindeguy et al. (2013).

Análise de dados

Para cada espécie, verificamos se os atributos se diferiam entre as duas áreas pelo teste *t*. Testamos a normalidade dos dados por meio do teste Shapiro-Wilk. Para os dados que não atenderam os pressupostos realizamos um teste *t* de permutação. Para medirmos o grau de correlação entre os atributos das espécies nas diferentes áreas calculamos o coeficiente de correlação linear de Pearson. Adotamos o valor de alfa de 0,05 e realizamos as análises no *software* R, versão 3.5.1 (R Core Team, 2019).

3. RESULTADOS

A área foliar específica (AFE) de *Roupala montana* foi maior no ambiente florestal do que no savânico ($t = 3,663$; $df = 0,675$; $p = 0,002$) (Fig. 1). Por outro lado, a massa foliar por área (MFA) foi maior no ambiente savânico ($t = -3,942$; $df = 27,017$; $p = 0,002$; Fig. 1 e Tabela 1). Para *Emmotum nitens*, nenhum dos atributos avaliados se diferiu entre as áreas (Tabela 1). A altura média de *R. montana* tendeu a ser maior na floresta (8,02) do que na savana (5,70), porém esse resultado não foi

estatisticamente significativo. Os demais atributos, dessa última espécie, não se diferiram entre os dois ambientes (Tabela 1).

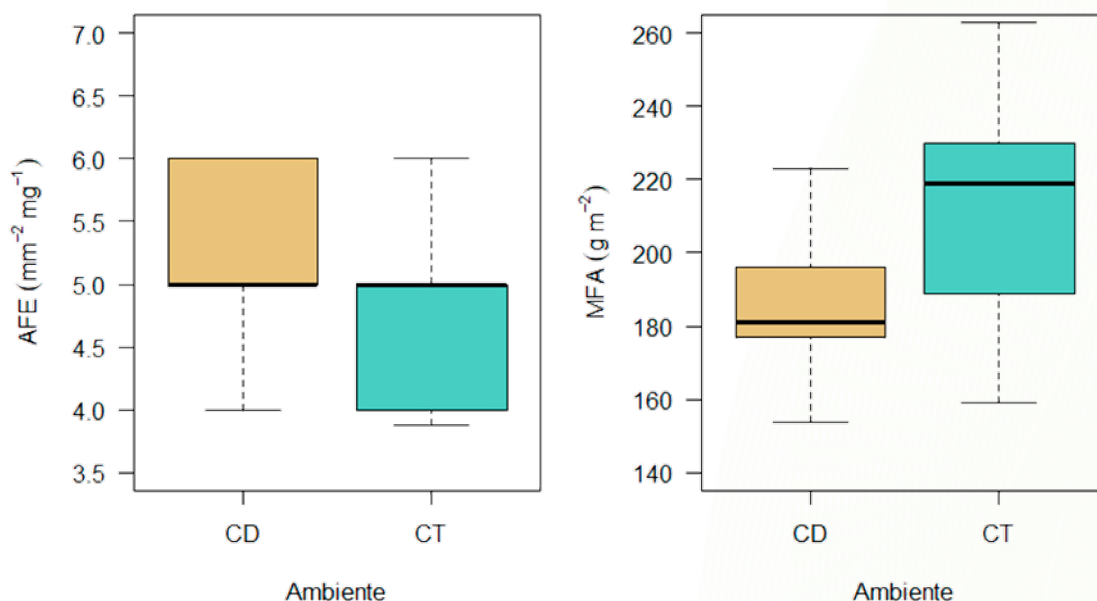


Fig. 1. (A) Área foliar específica (AFE) e (B) massa foliar por área (MFA) de *Roupala montana* no cerrado (CD) e no cerrado típico (CT). A linha do centro da caixa representa a mediana que divide o quartil superior e inferior e as linhas verticais tracejadas representam o desvio padrão.

Tabela 1. Resultados do teste *t* e teste *t* de permutação para cada atributo de *Emmotum nitens* e *Roupala montana* entre cerrado (CD) e cerrado típico (CT). Valor de probabilidade (*p*) significativa destacado em negrito. DVP= desvio padrão.

Atributos	CD	CT	T	<i>p</i>
	Média + DVP	Média + DVP		
<i>Emmotum nitens</i>				
Altura (m)	9,10 ± 1,36	7,67 ± 0,33	2,28	0,108
Área foliar específica (mm ² mg ⁻¹)	5,77 ± 0,86	5,90 ± 0,61	-0,47	0,638
Comprimento do pecíolo (cm)	2,28 ± 0,51	2,34 ± 0,50	-0,20	0,844
Conteúdo de água da casca externa (g)	0,61 ± 0,50	0,26 ± 0,10	0,90	0,376
Conteúdo de água da casca interna (g)	1,07 ± 0,56	1,36 ± 0,98	-0,57	0,630
Conteúdo de água na folha (g)	51,81 ± 3,29	50,96 ± 1,74	0,14	0,894
Diâmetro (cm)	45,87 ± 2,34	19,28 ± 18,00	0,60	0,456
Diâmetro do pecíolo (mm)	2,28 ± 0,51	2,34 ± 0,49	-0,20	0,878
Espessura da casca externa (mm)	5,73 ± 2,39	3,72 ± 2,03	1,35	0,248
Espessura da casca interna (mm)	5,42 ± 4,03	4,71 ± 2,20	0,34	0,688
Espessura foliar média (mm)	0,54 ± 0,07	0,54 ± 0,10	0,04	1,000
Massa foliar por área (g m ⁻²)	176,37 ± 47,59	164,21 ± 47,59	0,90	0,37
Peso seco da folha (g)	0,68 ± 0,23	0,71 ± 0,21	-0,17	0,871
Peso úmido da casca externa (g)	1,41 ± 1,14	0,81 ± 0,14	1,17	0,432
Peso úmido da folha (g)	1,54 ± 0,54	1,53 ± 0,36	0,02	0,984
Volume da casca externa (cm ³)	3,80 ± 3,42	4,00 ± 3,46	-0,09	1,000

Volume da casca interna (cm ³)	3,20 ± 0,83	3,80 ± 1,09	-0,97	0,530
<i>Roupala montana</i>				
Altura (m)	8,02 ± 2,08	5,70 ± 1,42	2,06	0,058
Área foliar específica (mm ² mg ⁻¹)	5,43 ± 0,23	4,80 ± 0,59	3,66	0,002
Comprimento do pecíolo (cm)	28,27 ± 10,24	24,98 ± 5,34	0,64	0,610
Conteúdo de água da casca externa (g)	0,50 ± 0,23	0,48 ± 0,24	0,11	0,918
Conteúdo de água da casca interna (g)	0,63 ± 0,18	0,75 ± 0,40	-0,62	0,684
Conteúdo de água na folha (g)	49,52 ± 2,33	47,25 ± 2,29	1,55	0,159
Diâmetro (cm)	15,50 ± 3,14	9,96 ± 2,00	1,50	0,158
Diâmetro do pecíolo (mm)	1,90 ± 0,47	2,33 ± 0,43	-1,49	0,158
Espessura da casca externa (mm)	0,35 ± 0,023	0,39 ± 0,38	1,66	0,142
Espessura da casca interna (mm)	11,04 ± 2,27	14,36 ± 2,30	-2,29	0,064
Espessura foliar média (mm)	4,52 ± 1,10	3,83 ± 1,64	0,78	0,459
Massa foliar por área (g m ⁻²)	185,48 ± 17,01	211,94 ± 28,92	-3,94	0,002
Peso seco da folha (g)	0,53 ± 0,21	0,66 ± 0,24	0,88	0,405
Peso úmido da casca externa (g)	2,16 ± 0,80	2,65 ± 1,00	-0,86	0,356
Peso úmido da folha (g)	1,11 ± 0,26	1,23 ± 0,38	-0,61	0,592
Volume da casca externa (cm ³)	6,00 ± 1,58	7,60 ± 3,04	-1,04	0,408
Volume da casca interna (cm ³)	3,40 ± 1,14	1,80 ± 1,30	2,06	0,134

Apesar da maioria dos atributos não serem diferentes entre as áreas, observamos diferentes correlações entre os atributos pertencentes a elas (Fig. 2 e 3). Para *Emmotum nitens*, no ambiente florestal, houve correlação negativa entre os atributos de conteúdo de água da casca interna com o diâmetro ($t = -4,875$, $df = 3$, $p = 0,016$), com a altura ($t = -5,203$, $df = 3$, $p = 0,013$) e com a espessura da casca interna ($t = -4,254$, $df = 3$, $p = 0,023$), ou seja, o conteúdo de água da casca interna está negativamente correlacionado com o tamanho da planta. Houve ainda, no ambiente florestal, uma correlação negativa entre os atributos diâmetro e comprimento do pecíolo em relação à altura ($t = -5,261$, $df = 3$, $p = 0,013$; $t = -5,261$, $df = 3$, $p = 0,013$), respectivamente. No ambiente savânico verificamos correlação negativa entre altura e espessura da casca externa ($t = -3,646$, $df = 3$, $p = 0,035$), e correlação positiva entre conteúdo de água da folha e conteúdo de água das cascas externa ($t = 7,542$, $df = 3$, $p = 0,004$) e interna ($t = 8,938$, $df = 3$, $p = 0,002$).

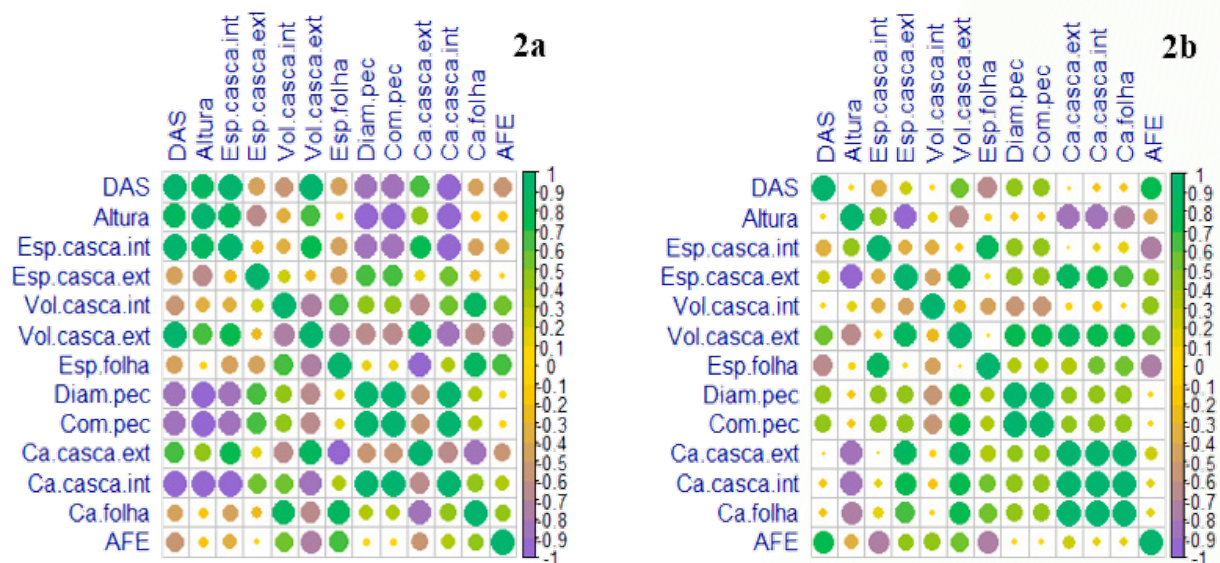


Fig. 2. Correlação entre os diferentes atributos: DAS (diâmetro do tronco à altura do solo (cm)); Altura (m); Esp.casca.int = espessura da casca interna (mm); Esp.casca.ext = espessura da casca externa (mm); Vol.casca.int = volume da casca interna (cm³); Vol.casca.ext = volume da casca externa (cm³); Esp.folha = espessura da folha (mm); Diam.pec = diâmetro do pecíolo (mm); Com.pec = comprimento do pecíolo (mm); Ca.casca.ext = conteúdo de água da casca externa (g); Ca.casca.int = conteúdo de água interna (g); Ca.folha = conteúdo de água da folha (g); AFE = área foliar específica (mm² mg⁻¹) para *Emmotum nitens* no cerradão (2a) e no cerrado típico (2b). As cores e os tamanhos dos círculos indicam a correlação entre os atributos, quanto maiores os círculos maiores as correlações, se é mais verde a correlação é positiva e conforme mais roxo a correlação se torna negativa, a intensidade da relação varia entre 1 e -1.

De forma geral, para *R. montana* não encontramos muitas correlações significativas entre os atributos (Fig. 3). Para o ambiente florestal, apenas volume da casca interna e espessura da folha tiveram correlação negativa ($t = -7,373$, $df = 3$, $p = 0,005$). No ambiente savânico, encontramos correlação negativa entre altura e volume da casca externa ($t = -5,190$, $df = 3$, $p = 0,013$) e entre o volume da casca interna e conteúdo de água na folha ($t = -7,768$, $df = 3$, $p = 0,004$). Também observamos correlação positiva entre diâmetro do pecíolo e a altura ($t = 4,804$, $df = 3$, $p = 0,017$).

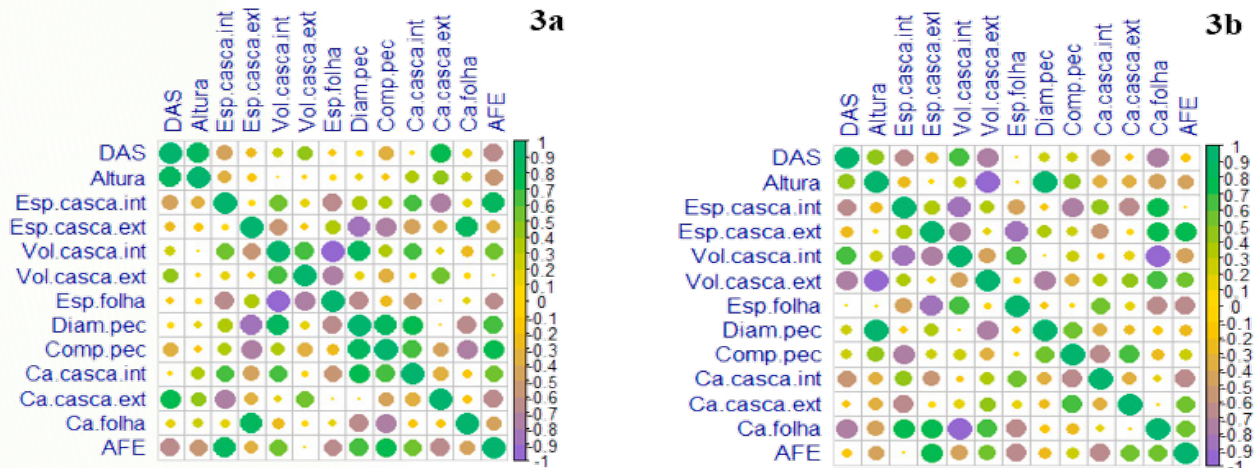


Fig. 3. Correlação entre os diferentes atributos: DAS (diâmetro do tronco à altura do solo (cm); Altura (m); Esp.casca.int = espessura da casca interna (mm); Esp.casca.ext = espessura da casca externa (mm); Vol.casca.int = volume da casca interna (cm³); Vol.casca.ext = volume da casca externa (cm³); Esp.folha = espessura da folha (mm); Diam.pec = diâmetro do pecíolo (mm); Com.pec = comprimento do pecíolo (mm); Ca.casca.ext = conteúdo de água da casca externa (g); Ca.casca.int = conteúdo de água interna (g); Ca.folha = conteúdo de água da folha (g); AFE = Área foliar específica (mm² mg⁻¹) para *Roupala montana* no ambiente florestal (3a) e no ambiente savânico (3b). As cores e tamanhos dos círculos indicam a correlação entre os atributos, quanto maiores os círculos maiores as correlações, se é mais verde a correlação é positiva e conforme mais roxo a correlação se torna negativa, a intensidade da relação varia entre 1 e -1.

4. DISCUSSÃO

A maioria dos atributos foliares e de caule analisados para *Roupala montana* e *Emmotum nitens* não se diferiram entre os ambientes florestal e savânico. Isso pode estar associado à proximidade destes ambientes, que estão distantes entre si cerca de cinquenta metros e com as condições ambientais (e.g. textura do solo) semelhantes entre eles (Marimon-Junior & Haridasan, 2005). A transição entre os dois ambientes ocorre de forma gradual e não abrupta, podendo assim os indivíduos das diferentes formações pertencerem a uma única população.

Menor área foliar específica encontrada em ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes, como observamos aqui para *Roupala montana* no cerrado típico, vem sendo amplamente relatada na literatura (Wright et al., 2004; Hodgson et al., 2011). Maior área foliar específica não é favorável para espécies de ambientes savânicos, uma vez que a planta pode acabar perdendo muita água por transpiração (Wright et al., 2004), e em um ambiente em que a água é um recurso limitante, como no cerrado típico, isso não seria uma estratégia vantajosa para a planta. Por outro lado, maior área foliar específica, observado aqui para a mesma espécie no cerradão, está associada ao sombreamento de ambientes florestais (Ordoñez et al., 2009). Uma maior área foliar auxilia na captura de luz, estratégia fundamental para a sobrevivência de indivíduos em ambientes florestais.

Mesmo em um ambiente com recursos mais limitantes, como no ambiente savânico, *R. montana* apresentou maior massa foliar por área (MFA). Isso pode estar associado a condição de

espécie sempre-verde, garantindo assim, mesmo em ambientes restritivos que ela consiga investir em produção de biomassa foliar. O maior investimento em MFA é vantajoso, pois permite a exposição de uma porção maior de biomassa foliar à luz, aumentando assim a sua produtividade (Niinemets, 2001). O menor investimento em MFA no cerrado pode estar associado à baixa produção primária pela fotossíntese uma vez que a luz se torna um recurso limitante neste ambiente (Ordoñez et al., 2009). O maior investimento em MFA em detrimento da AFE no ambiente savânico e o maior investimento em AFE em detrimento da MFA no ambiente florestal para *R. montana* indica que o ambiente está moldando as características desta espécie (Wandekoken & Lourenço-Junior, 2018), sugerindo que ela apresenta um alto poder de adaptação.

Menor diâmetro do pecíolo é uma característica que favorece as espécies na competição por luz em ambientes sombreados ajudando no posicionamento ideal da folha (Tanekaka, 1994), explicando assim o *trade-off* encontrado para *E. nitens* entre altura da planta e diâmetro do pecíolo. Outro efeito plástico que as plantas exibem quando há a presença de maior sombreamento é o comprimento do pecíolo (Gondim et al., 2007), evidenciando que as plantas são capazes de se ajustar as mudanças nos diferentes níveis de sombreamento.

A correlação negativa entre altura e investimento em casca, encontrado tanto para *E. nitens* quanto para *R. montana* no cerrado típico, assemelham-se ao das espécies típicas de ambientes savânicos que tendem a apresentar um maior investimento em casca (Lawes et al., 2011) do que em altura, uma vez que o crescimento em altura nesses ambientes é suprimido, principalmente pela ocorrência de fogo (Higgins et al., 2000). Além disso, em ambientes onde há restrição hídrica, a casca pode desempenhar um importante meio de proteção e armazenamento de água (Gill & Ashton, 1968; Srivastava, 1964).

5. CONCLUSÃO

Apesar dos ambientes florestal e savânico estudados serem fitofisionomicamente diferentes, mostramos que a maioria dos atributos das duas espécies não diferiu entre o cerrado e o cerrado típico, sendo que as duas únicas diferenças foram aquelas dos atributos foliares, mostrando que as folhas são órgãos plásticos mesmo em pequenas variações no ambiente. Dessa forma, espécies do Cerrado podem apresentar plasticidade nos atributos foliares em distintos tipos vegetacionais mesmo que as áreas sejam próximas.

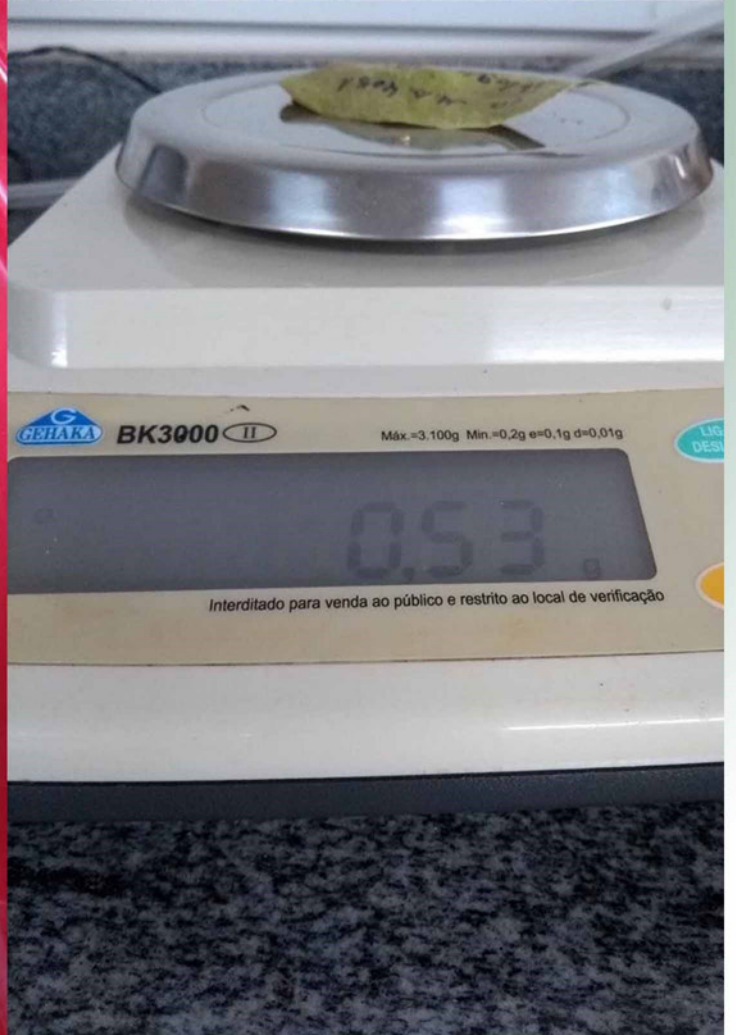
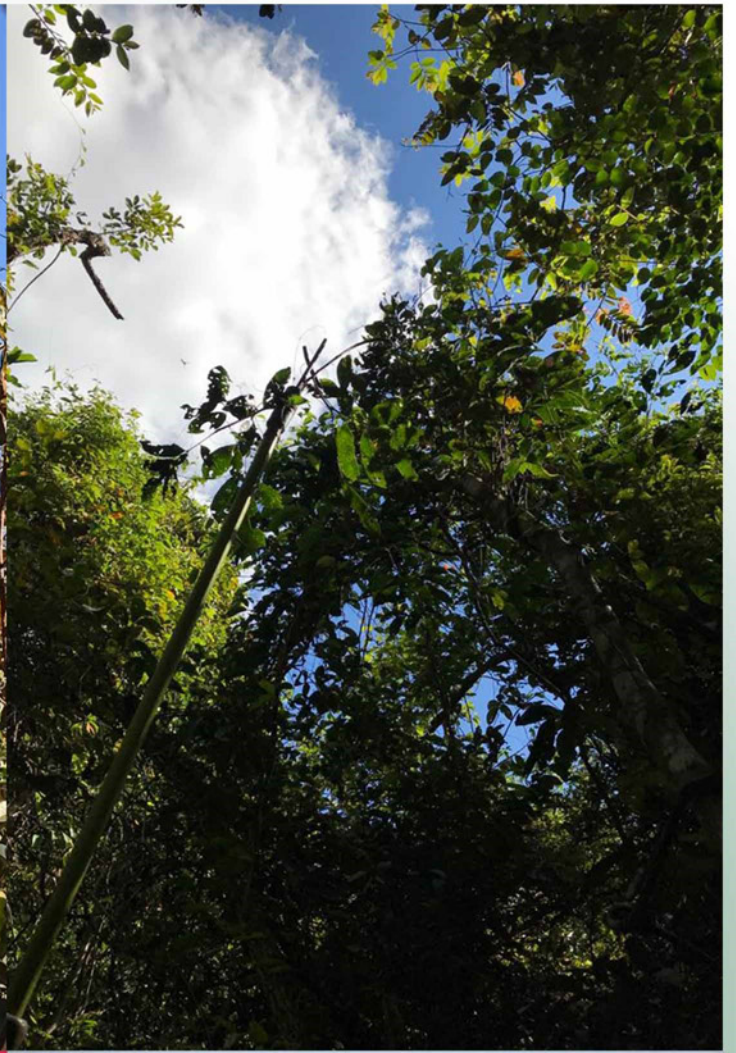
REFERÊNCIAS

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G., (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Alves, M. V. P., (2012). Produção de mudas de *Emmotum nitens* (Benth.) Miers (Icacinaceae) em diferentes composições de substratos. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 7(2), 225-235.
- Marimon, B. S., Felfili, J. M., & Lima, E. S., (2002). Florística e fitossociologia da floresta de galeria do córrego Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 59(2), 303-318. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062010000200019>.
- Carswell, F. E., Meier, P., Wandelli, E. V., Bonates, L. C., Kruijt, B., Barbosa, E. M., Nobre, A. D., Grace, J., & Jarvis, P. G., (2000). Photosynthetic capacity in central Amazonian rain forest. *Tree Physiology*, 20, 179-186. <https://doi.org/10.1093/treephys/20.3.179>.
- Carvalho, P. E. R. (2008). Espécies arbóreas brasileiras. Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras. (Eds.). Brasília, DF: Embrapa Florestas.
- Chambel, M. R., Climent, J., & Valladares, F., (2008). Phenotypic plasticity: a useful framework for understanding adaptation in forest species. *Investigación Agraria Sistemas y Recursos Forestales*, 14: 334-344.
- Cianciaruso, M. V., Batalha, M. A., Gaston, K. J., & Petchey, O. L., (2009). Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, 90, 81–89. <https://doi.org/10.1890/07-1864.1>.
- Diaz, S., & Cabido, M., (2001). Viveladifférence: plantfunctional diversitymatterstoecosystemprocesses. *Trends Ecology Evolution* 16: 646-655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2).
- Elias, F., Marimon-Junior, B. H., De Oliveira, F. J. M., De Oliveira, J. C. A., & Marimon, B. S., (2019). Soil and topographic variation as a key factor driving the distribution of tree flora in the Amazonia/Cerrado transition. *Acta Oecologica*, 100, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103467>.
- Felfili, J. M., Fagg, C. W., Silva, J. C. S., Oliveira, E. C. L. de, Pinto, J. R. R., Silva Júnior, M. C. da, & Ramos, K. M. O., (2002). *Plantas da APA gama e cabeça de veado: Espécies, ecossistemas e recuperação*. (Eds.). Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal: Embrapa Arroz e Feijão.
- Keeley, J. E., Pausas, J. G., Rundel, P. W., Bond, W. J., & Bradstock, R. A., (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science*, 16, 406-411. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.04.002>.
- Forsthofer, M., & Athayde-Filho, F. P. A., (2012). Florística e Aspectos Ecológicos de Samambaias e Licófitas ao Longo do córrego Cachoeirinha, Nova Xavantina-MT. *Pesquisas Botânica*, 63, 149-164.

- Franco, A. C., (1998). Seasonal patterns of gas exchange, water relations and growth of *Roupala montana*, an evergreen savanna species. *Plant Ecology*, 136, 69-76. <https://doi.org/10.1023/A:1009763328808>.
- Franco, A., (2002). Ecophysiology of woody plants. Em Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (pp.178-197). New York: Columbia University Press.
- Gill, A. M., & Ashton, D. H., (1968). O papel do tipo de casca na tolerância relativa ao fogo de três eucaliptos vitórias centrais. *Revista Brasileira de Botânica*, 16, 491-498.
- Gondim, A. R. O., Puiatti, M., Cecon, P. R., & Finger, F. L., (2007). Crescimento, partição de fotoassimilados e produção de rizomas em taro cultivado sob sombreamento artificial. *Horticultura Brasileira*, 25, 418-428.
- Gratani, L., Covone, F., & Larcher, W. (2006). Leaf plasticity in response to light of three evergreen species of the Mediterranean maquis. *Trees*, 20, 549-558. <https://doi.org/10.1007/s00468-006-0070-6>.
- Grime, J. P., & Mackey, J. M. L., (2002). The role of plasticity in resource capture by plants. *Evolutionary Ecology*, 16, 299-307. <https://doi.org/10.1023/A:1019640813676>.
- Haridasan, M., (2008). Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 20, 183-195. <http://dx.doi.org/10.1590/S1677-04202008000300003>.
- Higgins, S. I., Bond, W. J., & Trollope, W. S. W., (2000). Fire, resprouting and variability: a recipe for grass–tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology*, 88, 213-229. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00435.x>.
- Hodgson, J. G., Montserrat-Martí, G., Charles, M., Jones, G., Wilson, P., Shipley, B., Sharafi, M., Cerabolini, B. E., Cornelissen, J. H., Band, S. R., Bogard, A., Castro-Díez, P., Guerrero-Campo, J., Palmer, C., Pérez-Rontomé, M. C., Carter, G., Hynd, A., Romo-Díez, A., de Torres Espuny, L., & Royo Pla, F., (2011). Is leaf dry matter content a better predictor of soil fertility than specific leaf area? *Annals of botany*, 108, 1337–1345. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr225>.
- Johnson, L. A. S., & Briggs, B. G., (1975). On the Proteaceae - the evolution and classification of a southern family. *Journal of the Linnean Society*, 70, 83-182.
- Lawes, M. J., Hylton, U. M., Russell-Smith, J., Murphy, B., & Midgley, J. J., (2011). How do small savanna trees prevent trunk mortality? The functions of stem diameter, height and bark thickness. *Ecosphere*, 2: 1-13. <https://doi.org/10.1890/ES10-00204.1>.
- Maracahipes, L., Carlucci, M. B., Lenza, E., Marimon, B. S., Marimon, B. H., Guimaraes, F. A. G., & Cianciaruso, M. V., (2018). How to live in contrasting habitats? Acquisitive and conservative strategies emerge at inter- and intraspecific levels in savanna and forest woody plants. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 34, 17-25. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2018.07.006>.

- Marimon, B. S., Lima, E. S., Duarte, T. G., Chieregatto, L. C., Ratter, J.A., (2006). Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany*, vol. 63, no. 2-3, pp. 323-341. <http://dx.doi.org/10.1017/S0960428606000576>.
- Marimon-Junior, B. H., & Haridasan, M., (2005). Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes em solos distróficos no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 19, 913-926. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000400026>.
- Marques, E. Q., Marimon-Junior, B. H., Marimon, B. S., Matricardi, E. A. T., Mews, H. A. & Colli, G. R., (2019). Redefining the Cerrado-Amazonia transition: implications for conservation. *Biodiversity and conservation*, 28, 9-56. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>.
- Niinemets, U., (2001). Global-scale climatic controls of leaf dry mass per area, density, and thickness in trees and shrubs. *Ecology*, 82, 453-469. <https://doi.org/10.2307/2679872>.
- Ordoñez, J. C., Van Bodegom, P. M., Writte, J. M., Reich, P. B., & Aerts, R., (2009). A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. *Global Ecology and Biogeography*, 18, 137-149. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00441.x>.
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., ... Cornelissen, H. C., (2013) New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61, 167-234. http://dx.doi.org/10.1071/BT12225_CO.
- Ratter, J. A., Richards, P. W., Argent, G., & Gifford, D. R., (1973). Observations on the vegetation of the northeastern Mato Grosso I. The woody vegetation types of the Xavantina Cachimbo Expedition area. *Biologic Science*, 880, 449-492. <https://doi.org/10.1098/rstb.1973.0053>.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T., (2008). Fitofisionomias do bioma Cerrado. Em: Sano, S.M., & Almeida, S.P. (Eds.), *Cerrado: ecologia e flora*. (pp.89-168). Planaltina: Embrapa Cerrados.
- Romero, C., & Bolker, B. M., (2008). Effects of stem anatomical and structural traits on responses to stem damage: An experimental study in the Bolivian Amazon. *Canadian Journal of Forest Research*, 38, 611- 618. <https://doi.org/10.1139/X07-205>.
- Romero, C., Bolker, B. M., & Edwards, C. E., (2009). Stem Responses to Damage: The Evolutionary Ecology of Quercus Species in Contrasting Fire Regimes. *New Phytologist*, 182, 261 - 271. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02733.x>.
- Schmidt. S., & Stewart, G. R., (1998). Transport, storage and mobilization of nitrogen by trees and shrubs in the wet/dry tropics of northern Australia. *Tree Physiologist*, 18, 403-410. <https://doi.org/10.1093/treephys/18.6.403>.
- Scholz, F. G., Bucci, S. J., Goldstein, G., Meinzer, F. C, Franco, A. C., & Miralles-Wilhelm, F., (2007). Biophysical properties and functional significance of stem water storage tissues in Neotropical savanna trees. *Plant, Cell & Environmental*, 30, 236-248. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2006.01623.x>.

- Silva, F. A. M., Assad, E. D., & Evangelista, B. A., (2008). Caracterização climática do Bioma Cerrado. Em: Sano SM, Almeida SP, & Ribeiro JF (Eds.). *Cerrado: ecologia e flora*. (pp. 61-88) Brasília: Cerrados Embrapa.
- Sobral, F. L., & Cianciaruso, M. V., (2012). Functional and phylogenetic structure of forest and savanna Bird assemblages across spatial scales. *Ecography*, 28, 617-631. <https://doi.org/10.1111/ecog.00903>.
- Srivastava, L. M., (1964). Anatomy, chemistry and physiology of bark. *International Review of Forestry Research*, 1, 203-277. <https://doi.org/10.1016/B978-1-4831-9975-7.50010-7>.
- Steyermark, J., (2004). Proteaceae. Em Berry, PE, Yatskievych K, Holst BK (Eds.), *Flora da Guayana Venezuelana, Proteaceae-Rubiaceae*. (pp. 384-393) St. Louis, Missouri: Botanical Garden Press.
- Tanekaka, A., (1994). Effects of leaf blade narrowness and petiole length on the light capture efficiency of a shoot. *Ecological Research*, 9, 109-114. <https://doi.org/10.1007/BF02347485>.
- Via, S., Gomulkiewicz, R., Dejong, G., Scheiner, S. M., Schlichting, C. D., & Van Tienderen, P. H., (1995). Adaptive phenotypic plasticity: consensus and controversy. *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 212-217. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)89061-8](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(00)89061-8).
- Violle, C., Navas, M. L, Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. E., Garnier, E., (2007). Let the concept of trait be functional. *Oikos*, 116(5), 882-892. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>.
- Wandekoken, D. T., Lourenço-Junior, J., Trejos, S. L. C., (2018). Características funcionais determinam a distribuição de seis espécies de palmeiras (ARECACEAE) em ecossistema de Restinga. (Apresentação de Trabalho/Congresso).
- Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., ... Villar, R. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428, 821-827. <https://doi.org/10.1038/nature02403>.



Coleta de atributos funcionais de espécies em fitofisionomias do Cerrado

10

RELAÇÕES ALOMÉTRICAS DE *QUALEA PARVIFLORA* (MART.) EM UM GRADIENTE VEGETACIONAL DE CERRADO

Micael Felipe de Moraes^{a,*} & Camila Silva Borges^a

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, Caixa Postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Autor correspondente

*E-mail para correspondência: felipemicael91@gmail.com

RESUMO

Estudar a alometria das plantas é crucial para entendermos a estruturação do ambiente, com isso nosso objetivo foi comparar as relações alométricas entre indivíduos de *Qualea parviflora* (Mart.) em um gradiente fitofisionômico de Cerrado Rupestre (CR), Cerrado Típico (CT) e Cerradão (CD), no Leste do estado de Mato Grosso, Brasil. Em cada fitofisionomia selecionamos 15 plantas, em seguida mensuramos a altura do fuste, altura total, diâmetro à altura do solo ($DAS_{30} \geq 5$ cm), profundidade de copa e estimamos a biomassa acima do solo (BAS). As árvores do CR apresentaram menor destaque para a maioria dos atributos mensurados. As árvores do CT apresentaram maiores altura do fuste, altura total (juntamente com as do CD) e diâmetro. Finalmente, as plantas do CD, além de se destacarem na altura do fuste e na altura total, apresentaram maior BAS mas, contrariando as nossas expectativas, apresentaram menor diâmetro do que CR e CT. A profundidade da copa não diferiu entre as três fitofisionomias. Para as plantas do CR e CT constatamos relações positivas e significativas entre o diâmetro e a altura total, entre o diâmetro e a profundidade de copa e entre a profundidade de copa e a altura total. Para as plantas do CT e CD, registramos uma relação e inversa significativa entre a profundidade de copa e a altura do fuste, sugerindo um *trade off* entre a biomassa de sustentação e a biomassa de assimilação. O menor investimento em crescimento vegetativo observado para as *Q. parviflora* do CR reflete uma limitação física do substrato e restrição hídrica para as plantas. O baixo investimento em altura, notado para as plantas do CD, sugere uma adaptação dos indivíduos ao subosque da floresta.

Palavras-chave: Alometria, Gradiente fitofisionômico, *Trade off*

1. INTRODUÇÃO

Estudos que avaliam as relações entre as taxas de crescimentos de partes de uma planta ou alometria (Bohlman & O'Brien, 2006; Vieilledent et al., 2012; Tredennick et al., 2013) são cruciais para o entendimento da estruturação do ambiente (Chave et al., 2005). A variabilidade inter e intra-anual na precipitação, a temperatura (Feldpauch et al., 2012), bem como a competição por recursos e os distúrbios ambientais, incluindo incêndio e corte seletivo de árvores, estabelecem amplos gradientes ambientais que podem determinar o crescimento diferencial entre as estruturas vegetativas, seja no nível dos indivíduos ou das espécies (Tredennick et al., 2013; Chave et al., 2014).

Nesse sentido, as árvores que se estabelecem em ambientes com condições limitantes desenvolvem adaptações morfológicas que auxiliam o sucesso evolutivo das espécies (Prado-Costa

et al., 2012). Por exemplo, árvores tendem a apresentar caules cônicos em formações abertas e caules mais cilíndricos em formações fechadas (Siqueira, 2006). Assim, uma forma de avaliar as adaptações morfológicas das plantas ao ambiente é desenvolver modelos alométricos a partir da mensuração do diâmetro, altura e densidade de madeira das árvores (Chave et al., 2005; Feldpauch et al., 2011 e 2012). Nos trópicos, esses modelos são empregados para estimar o fluxo de carbono (Tredennick et al., 2013) e a biomassa aérea das plantas (Ribeiro et al., 2011; Fausete et al., 2015).

Estudos alométricos comparativos entre populações submetidas a diferentes condições ambientais são também empregados para investigar a plasticidade morfológica dos indivíduos ao longo de gradientes ambientais (Lines et al., 2012; Prado-Costa et al., 2012; Burda, 2016). Isso porque as plantas desenvolvem expressivas variações em seu comportamento ecológico que são refletidas em padrões alométricos distintos, peculiares à sua condição ambiental (Prado-Costa et al., 2012). Por exemplo, os indivíduos que se desenvolvem em ambientes florestais (fechados) alocam mais recursos no crescimento em altura, devido à competição por luz (Burda, 2016), enquanto os indivíduos de formações vegetais mais abertas investem no diâmetro do caule como uma estratégia para resistirem ao vento (Siqueira, 2006). Assim, é importante avaliar como as condições microambientais e o tamanho das árvores interagem para produzir padrões alométricos específicos (Tredennick et al., 2013) e, deste modo, entender como os padrões de crescimento de árvores em diferentes ambientes poderão ser afetados pelas mudanças no uso da terra e pelas alterações climáticas decorrentes do aquecimento global.

Diante disso, o presente estudo objetivou avaliar as relações alométricas entre as estruturas morfológicas de *Qualea parviflora* Mart., em um gradiente fitofisionômico formado por Cerrado Rupestre (CR), Cerrado Típico (CT) e Cerradão (CD) no Parque Municipal Bacaba, Leste de Mato Grosso. Nossas hipóteses são: 1) Os indivíduos de *Q. parviflora* do CD apresentam maior significância para os atributos mensurados do que os indivíduos de CR e CT; 2) Existe uma relação inversa entre os atributos de altura (profundidade de copa e a altura do fuste) dos indivíduos de *Q. parviflora* amostrados nas três fitofisionomias do Parque Bacaba. A nossa primeira hipótese é embasada na premissa de que as plantas ocorrentes em ambientes menos iluminados investem mais em atributos de altura e diâmetro do que as ocorrentes em ambiente mais iluminados. A nossa segunda hipótese se sustenta na premissa de que há um *trade off* entre os atributos estruturais das plantas, por exemplo, os recursos investidos em copa limitam o investimento em fuste e vice-versa.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em um gradiente fitofisionômico formado por Cerrado Rupestre (CR), Cerrado Típico (CT) e Cerradão (CD) localizado no Parque Municipal Bacaba (Elias et al., 2019), Nova Xavantina, na porção oeste do Bioma Cerrado, Brasil (Fig. 1). O clima da região é do tipo Aw (Alvares, 2013), com períodos seco e chuvoso bem definidos, precipitação média anual cerca de 1600 mm e temperatura média de 25 ° C (Marimon et al., 2010; Silva et al., 2008).

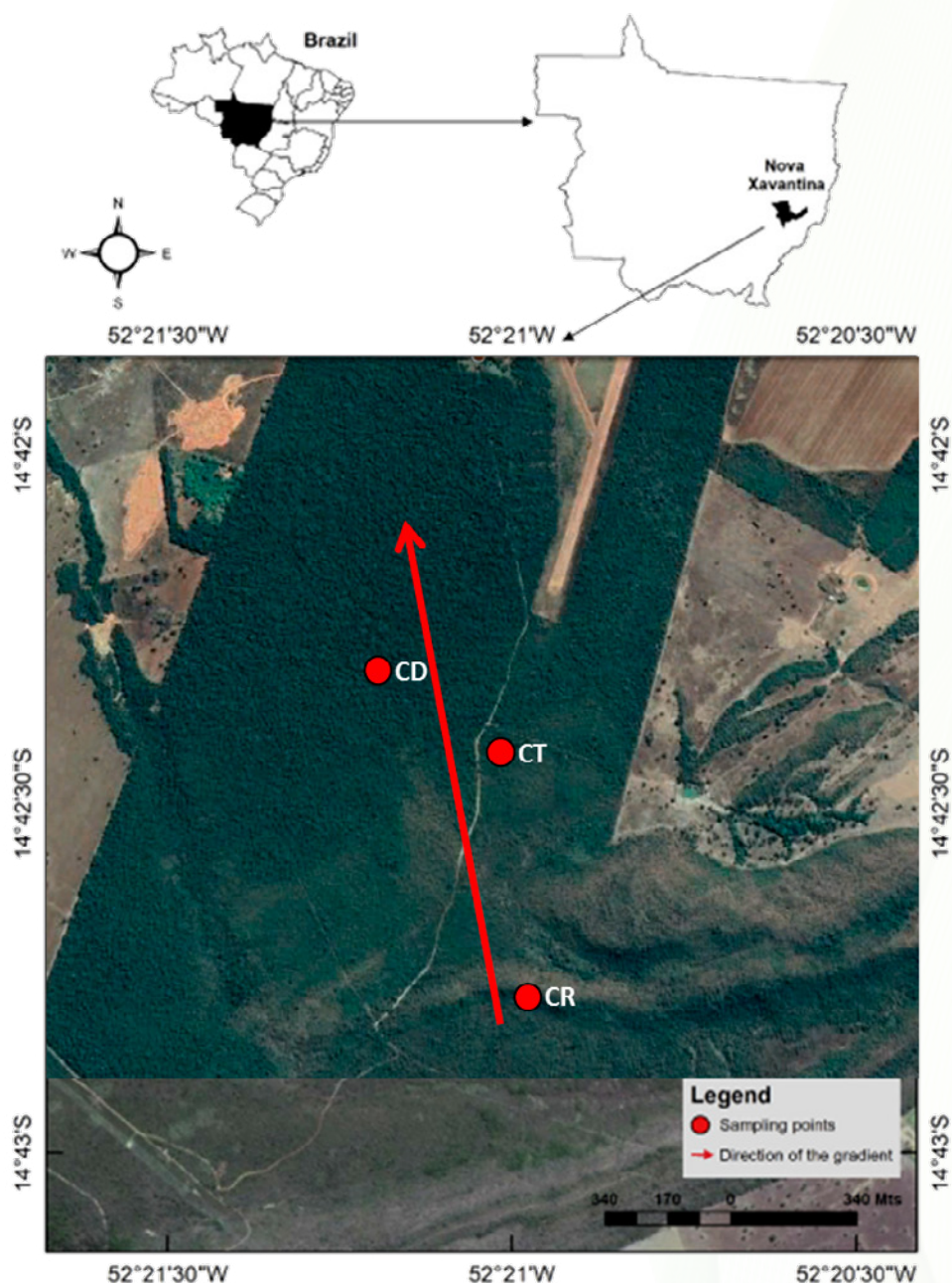


Fig. 1. Três fitofisionomias estudadas no Parque Municipal Bacaba, Nova Xavantina-MT, Brasil. Onde, CR = Cerrado Rupestre, CT = Cerrado Típico e CD = Cerradão. Fonte: Elias et al., (2019).

Descrição das fitofisionomias

O Cerrado rupestre é formado por um estrato arbustivo herbáceo predominante com árvores emergindo das fendas das rochas, em Neossolos Líticos com afloramentos de quartzo com areia e argila, cuja altura média do estrato superior varia entre 2 e 4 m e a cobertura vegetal entre 5 e 20% (Ribeiro & Walter, 2008; Elias et al., 2019). O Cerrado Típico possui estrato arbóreo e arbustivo bem definidos, com árvores esparsas apresentando cobertura de 20 a 50% e altura média de 3 a 6m estabelecidas em solos profundos bem drenados, especialmente Latossolo Arenoso Vermelho-amarelo de caráter distrófico, álico e ácido (Marimon-Junior & Haridasan, 2005; Ribeiro & Walter, 2008; Elias et al., 2019). O Cerradão compreende uma vegetação mesófila esclerófila, formada por

espécies arbóreas savânicas e florestais (Oliveira-Filho & Ratter, 1995, Marimon-Junior & Haridasan, 2005), crescendo em Latossolo Vermelho-amarelo argilo-arenoso distrófico, com vegetação arbórea entre 8 e 15 m e cobertura vegetal é de 50 a 90% (Marimon-Junior & Haridasan, 2005; Ribeiro & Walter, 2008; Elias et al., 2019).

Descrição da espécie utilizada

Qualea parviflora Mart. é uma espécie decídua (Silvério & Lenza, 2010), esclerófila, heliófita, sempre-verde, de floração anual retardada que possui dispersão anemocórica (Lorenzi, 2002; Gongalves-Alvim et al., 2006; Ribeiro & Walter, 2008; Silvério & Lenza, 2010) e se distribui por solos álicos (Ribeiro et al., 2011) em habitats florestais e savânicos (Palermo & Miranda, 2012). Possui hábito arbóreo, podendo atingir de 6 a 15m de altura (Palermo & Miranda, 2012), com ampla distribuição pelo Bioma Cerrado e ocorrência em diferentes tipos fisionômicos (Ratter et al., 2003).

Coleta de dados

Em cada fitofisionomia (CR, CT e CD), selecionamos e medimos 15 indivíduos de *Q. parviflora* com DAS_{30} (diâmetro do tronco a 30 cm do solo) ≥ 5 cm. Para evitar vieses de medidas, quando havia fissuras, deformações ou protuberâncias no caule, a 30 cm do solo, tomamos as medidas logo acima dessas irregularidades. Os atributos de altura, que incluem a altura total, altura do fuste e profundidade de copa das árvores foram medidas com trena à laser Leica (modelo disto D510). Consideramos como altura total a distância compreendida entre a última porção do galho mais alto e o solo, a altura do fuste como sendo a distância da primeira ramificação do caule em relação ao solo e a profundidade de copa como sendo a diferença entre a altura total e a altura do fuste.

Equações Alométricas

Empregamos o diâmetro e a altura das árvores para estimar a biomassa vegetal acima do solo (BAS) usando duas equações alométricas distintas. Nós fizemos isso porque segundo Feldpausch et al. (2011) as relações alométricas entre altura e diâmetro de árvores variam substancialmente em regiões tropicais entre formações vegetais e ao longo de gradientes espaciais e ambientais. A primeira equação, foi proposta por Ribeiro et al. (2011) para calcular a BAS de árvores de formações savânicas, no presente estudo, o CR e CT. A segunda, foi proposta por Feldpausch et al. (2012), nos cálculos da BAS de árvores ocorrentes em floresta tropicais, no presente estudo, o CD:

$$\ln B = \beta_0 + \beta_1 + \ln D + \beta_3 \ln H + \beta_7 \ln \rho W$$

(Eq. 1 – Ribeiro et al., 2011)

$$\ln(B) = a + b \ln(D^2 \rho_w H)$$

(Eq. 2 – Feldpausch et al., 2011)

onde, B = biomassa acima do solo (mg), D = diâmetro à altura do solo (cm), H = altura total (m) e ρW = densidade de madeira ($g\ cm^{-3}$), segundo Ribeiro et al., (2011).

Análise de dados

Comparamos o DAS, a altura total, a altura do fuste, a profundidade de copa e a BAS dos indivíduos de *Q. parviflora* entre as três fitofisionomias empregando o teste F da análise de variância (Anova) seguido pelo pós-teste de Tukey. Testamos as relações entre todas as variáveis, tanto de altura (altura total, altura do fuste e profundidade de copa) e diâmetro (DAS), quanto de biomassa acima do solo (BAS) através de regressões lineares, sendo as variações nesses parâmetros controladas pelas fitofisionomias. Almejando a uma maior consistência estatística, nós removemos alguns *out-liers*, sendo dois referentes aos dados de altura e diâmetro dos exemplares ocorrentes no CR, de altura e diâmetro dos exemplares do CD e dois referentes a biomassa resultante desses. Consideramos como *out-liers* os valores anômalos, muito distante dos demais, que foram assumidos como possíveis erros de medição ou de anotação. A normalidade dos resíduos foi analisada pelo teste de Shapiro-Wilk e adotamos um limiar de significância de 5%. Para todas as análises empregamos a biblioteca *vegan* (Oksanen et al., 2008) do *software* R, versão 3.5.3 (R Development Core Team, 2019).

3. RESULTADOS

O diâmetro do tronco dos indivíduos de *Q. parviflora* foi maior no CT do que no CR ($F_{(2,40)} = 5$; $p = 0,01$), mas não diferiu entre essas duas fitofisionomias e o CD. A altura do fuste foi similar entre o CT e CD, mas inferior no CR ($F_{(2,41)} = 7,67$; $p < 0,01$), e a profundidade da copa não diferiu entre as três fitofisionomias ($F_{(2,40)} = 0,34$; $p = 0,70$). A altura total foi inferior no CR ($F_{(2,42)} = 14$; $p < 0,01$) e a biomassa acima do solo foi superior no CD intermediária no CT e inferior no CR ($F_{(2,42)} = 35,52$; $p < 0,01$) (Fig. 2; Tabela 1 – Material suplementar).

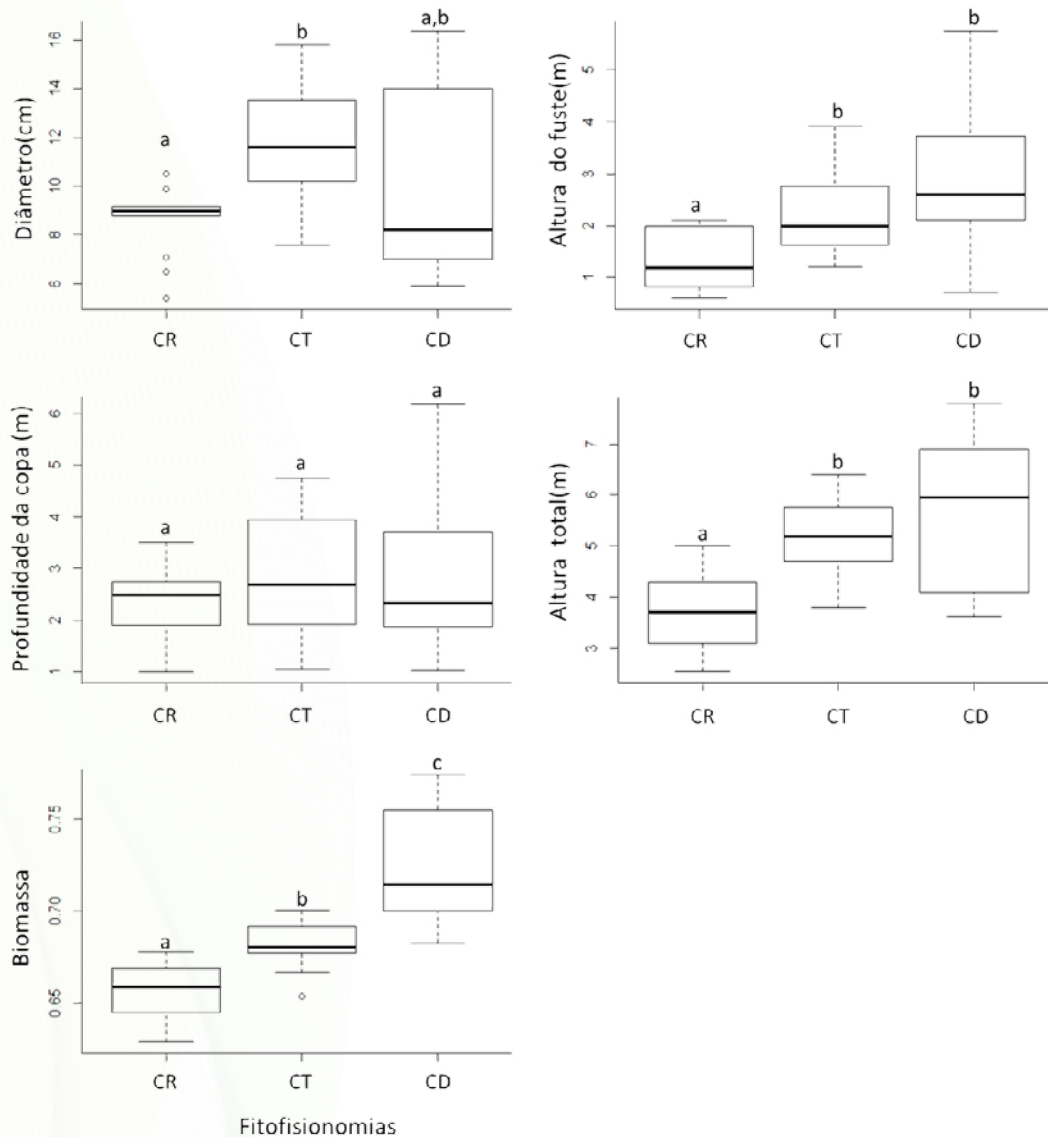


Fig. 2. Atributos estruturais dos indivíduos de *Q. parviflora* amostrados no Cerrado Rupestre (CR), Cerrado Típico (CT) e Cerradão (CD) do Parque Municipal Bacaba, Nova Xavantina-MT, Brasil. Letras diferentes expressam diferenças significativas entre as categorias.

De modo geral, encontramos associações significativas entre os atributos de altura, diâmetro e biomassa nas duas formações savânicas aqui estudadas (CR e CT), mas não para a formação florestal (CD) (Fig. 3, Tabela 2 – Material suplementar). Das regressões construídas, quatro apresentaram associações significativas e apenas elas serão apresentadas. No CR e no CT houve uma correlação positiva entre o diâmetro do tronco e a altura total dos indivíduos (CR – $R^2 = 0,38$; $p < 0,05$ e CT – $R^2 = 0,33$; $p < 0,05$). Registramos uma relação inversa significativa entre a profundidade de copa e a altura do fuste apenas no CT ($R^2 = 0,64$; $p < 0,01$) e CD ($R^2 = 0,25$; $p < 0,01$) (Fig. 2A, Tabela 2 – Material suplementar). Nas duas formações savânicas, a profundidade de copa foi associada positiva e significativamente com o diâmetro do caule (Fig. 3B, Tabela 2 – Material suplementar) (CR – $R^2 = 0,62$; $p < 0,01$ e CT – $R^2 = 0,34$; $p < 0,05$), e com a altura total dos indivíduos (CR – $R^2 = 0,46$; $p < 0,01$ e CT – $R^2 = 0,43$; $p < 0,01$) (Fig. 3C, Tab. 2 – Material suplementar).

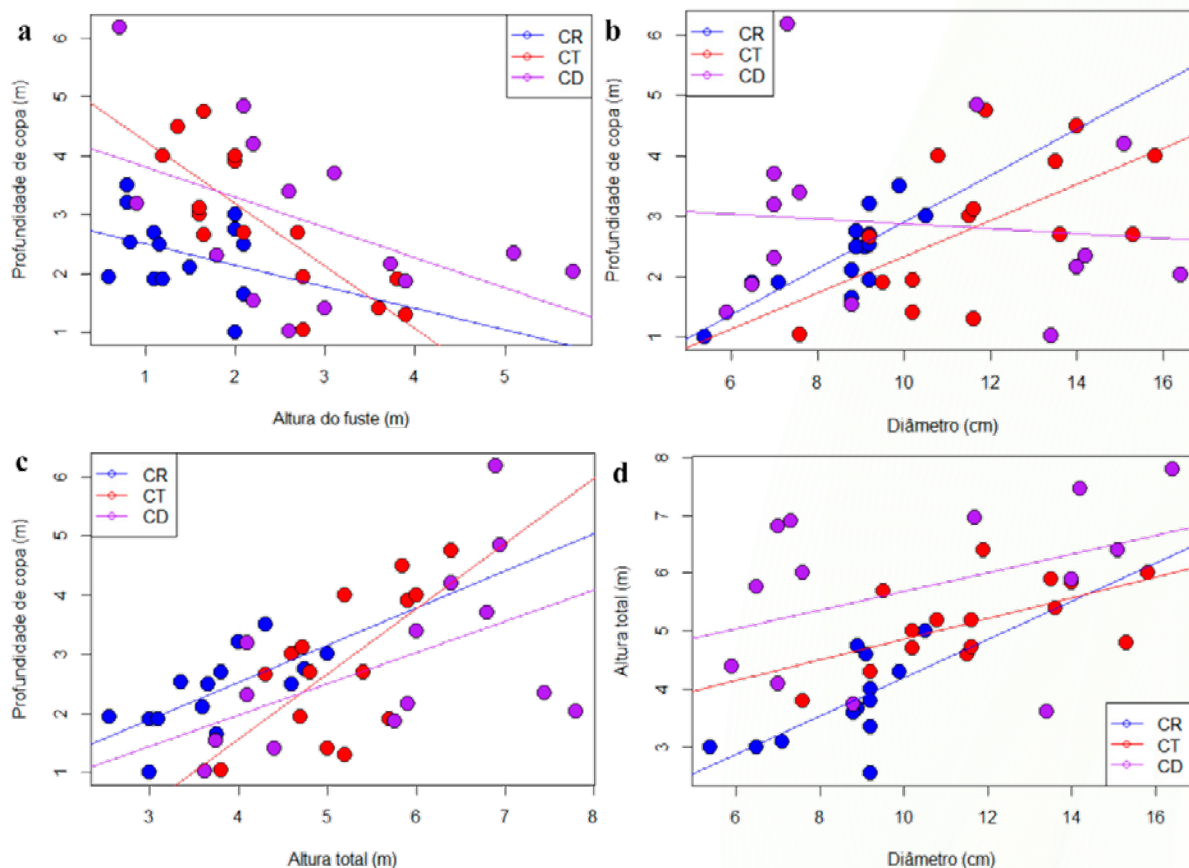


Fig. 3. Relações alométricas entre atributos estruturais dos indivíduos de *Qualea parviflora* ocorrentes nas fitofisionomias de Cerrado Rupestre (CR), Cerrado Típico (CT) e Cerradão (CD) do Parque Municipal Bacaba, Nova Xavantina-MT, Brasil.

4. DISCUSSÃO

Os menores valores de diâmetro, altura total, biomassa e altura do fuste, registrados para as plantas do CR podem ser atribuídos às restrições físicas impostas pelo ambiente relacionadas, principalmente, às condições topográficas e pedológicas particulares desta fitofisionomia (Ribeiro & Walter, 2008; Abreu et al., 2012; Abadia et al., 2018; Elias et al., 2019). Acreditamos que o substrato rochoso e o solo raso incipiente, restrinja o estabelecimento dos indivíduos de maior porte de *Q. parviflora*. Alguns autores apontam os fatores edáficos (Oliveira-filho & Ratter, 1995; Torello-Raventos et al., 2013), climáticos (Silva et al., 2008) e altitudinais (Ratter et al., 2003; Bridgewater et al., 2004) como as principais causas da plasticidade estrutural observada entre populações de plantas. Deste modo, a nossa primeira hipótese de que os indivíduos de *Q. parviflora* ocorrentes na formação menos iluminada (CD) exibem valores mais expressivos de altura total, altura do fuste e profundidade de copa do que os ocorrentes na savana foi parcialmente corroborada porque as árvores do CT também apresentaram valores destacados para a maioria desses atributos e não registramos diferenças na profundidade de copa entre o CR e as outras fitofisionomias, o que sugere uma adaptação da espécie *Q. parviflora* ao subosque do CD.

Exceto para biomassa e diâmetro, não encontramos diferenças significativas para nenhum outro atributo entre CT e CD. As plantas do CR, por sua vez, apresentaram menores valores para a altura do fuste, para a altura total e para a biomassa, indicando um *trade-off* entre a biomassa de sustentação e a biomassa de assimilação. Apesar da reconhecida variação na sua anatomia foliar (Ariano & Silva, 2016), o investimento em tecido fotossintético por *Q. parviflora* é, provavelmente, similar mesmo entre plantas crescendo em ambientes distintos, entretanto, sugerimos que no CR estudado os fotoassimilados sejam translocados em maior quantidade para as partes aéreas das plantas favorecendo, assim, a expansão da copa e proporcionando vantagens na aquisição de compostos em quantidade suficiente para a sobrevivência dos indivíduos neste ambiente inóspito.

Contrariando as nossas expectativas, a profundidade de copa não diferiu entre as três áreas, atribuímos isso ao baixo desempenho das árvores do CD, devido à competição interespecífica por luz, e ao bom desempenho dos exemplares das savanas, devido à menor competição por esse recurso. Contudo, as plantas do CD investiram no alongamento do fuste sendo esta uma estratégia para alcançar o dossel da vegetação e acessar a luz. Costa & Finger (2017) argumentam que, em formações florestais, árvores tendem a investir mais no crescimento em altura do que no incremento diamétrico devido à competição por luz.

Quatro de cinco atributos medidos não diferiram entre CT e CD, isso sugere uma adaptação das plantas do CD sobosque da floresta, pois elas aparentemente não mudaram suas características para atingir o dossel da floresta em busca de luz. Provavelmente as folhas de *Q. parviflora* que crescem nas plantas do CD estão passando por um processo adaptativo a nível fisiológico, possivelmente observado na taxa fotossintética e/ou deciduidade foliar, não mensurados neste estudo. Convém destacar que o CD e o CT apresentaram maior semelhança em relação aos atributos medidos e que ambos diferiram do CR. A similaridade nos atributos de altura total e altura do fuste aliada ao notório processo de adensamento de CT, incorporam a ideia de proximidade sucessional (Elias et al., 2019), apesar da reconhecida distinção no aporte de biomassa entre CT e CD (Valadão et al., 2016).

O fato de a altura total e o diâmetro do caule serem preditores importantes da profundidade de copa dos indivíduos das savanas (CR e CT) é possivelmente uma estratégia para otimizar a sustentação especialmente das plantas do CR, devido ao solo raso (Abadia et al., 2018; Elias et al., 2019). Em ambientes abertos, uma planta só cresce em altura se investir em diâmetro para sustentar uma copa mais frondosa (Mugasha et al., 2019). Isso não ocorre no CD estudado porque o investimento em sustentação em uma floresta desprovida de ventos frequentes é menos necessário.

O fato de não termos encontrado relação para a maioria dos parâmetros testados no CD pode ser condicionado ao crescimento limitado das árvores decorrente do menor vigor competitivo em comparação com espécies-chave, características do cerradão estudado. Adicionalmente, creditamos isso ao fato de *Q. parviflora* ser uma espécie tipicamente savânica (Ribeiro et al., 2011; Ratter et al., 2003) que, provavelmente, ainda passa por processo adaptativo em áreas florestais.

A relação entre a altura total e o diâmetro do caule foi mais bem estabelecida entre o CT e o CD e, contrariando as nossas expectativas, o CR foi a fitofisionomia mais distinta. Deste modo, concluímos que habitats contrastantes, aqui representados pelas savanas (CR e CT) e pela floresta

(CD), podem condicionar estratégias distintas de sustentação para as espécies e, a partir disso, inferimos que o caule das árvores do CD possuem uma fragilidade estrutural estando vulneráveis a fraturas devido ao seu baixo investimento em diâmetro.

5. CONCLUSÕES

Conforme as nossas expectativas, o menor investimento em crescimento vegetativo dos indivíduos de *Qualea parviflora* que se estabelecem em Cerrado Rupestre (CR) é consequência das limitações físicas do substrato e da maior restrição hídrica para as plantas. Por outro lado, contrariando nossas expectativas, as plantas de Cerradão (CD) não investiram mais em crescimento longitudinal do que as plantas de Cerrado Típico (CT), apenas em biomassa, sugerindo que os indivíduos da espécie se adaptaram à condição de sobosque e que outros atributos não medidos aqui (e.g. atributos foliares) podem estar permitindo sua adaptação a ambientes menos iluminados. Mostramos ainda que as relações entre os atributos no CR diferem daqueles de CT e CD, uma vez que nessas duas últimas fisionomias o investimento em altura e em copa só é possível se houver um investimento em diâmetro do caule, que garantem sustentação mecânica às plantas. A relação inversa entre a profundidade de copa e a altura do fuste dos indivíduos de *Q. parviflora* amostrados principalmente no CT e CD confirma a nossa segunda hipótese de *trade off*, ou seja, os recursos investidos em copa limitam o investimento em fuste e vice-versa.

REFERÊNCIAS

- Abadia, A. C., Lenza, E., Mews, H. A., Maracahipes-Santos, L. Wink, N., Pessoa, M. J., (2018). Savannas on two different substrates in Brazil have a similar species diversity, but distinct edaphic conditions and species composition. *Brazilian Journal of Botany*, 41, 57-64. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0424-x>
- Abreu, M. F., Pinto, J. R. R., Maracahipes, L., Gomes, L., Oliveira, E., A., Marimon, B. S., Marimon-Junior, B., Farias, J., Lenza, E., (2012). Influence of edaphic variables on the floristic composition and structure of the tree-shrub vegetation in typical and rocky outcrop *cerrado* areas in Serra Negra, Goiás State, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 35, 259-272.
- Ariano, A. P. R. & Silva, I.V. da., (2016). Leaf anatomy of *Qualea parviflora* (Vochysiaceae) in three phytophysiognomies of the Mato Grosso State, Brazil. *Acta Amazonica*, 46, 119-126. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201504173>
- Bohlman, S. & O'Brien, S., (2006). Allometry, adult stature and regeneration requirement of 65 tree species on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Tropical Ecology* 22, 123–136, <https://doi.org/10.1017/S0266467405003019>.
- Bridgewater, S., Ratter, J. A., & Ribeiro, J. F., (2004). Biogeographic patterns, b-diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13, 2295–2318.
- Burda, T., M. (2016). Relações alométricas de árvores tropicais ao longo de um gradiente edáfico-sucessional. Trabalho de conclusão de curso, Universidade Federal do Pará.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, M., J & Eamus, D. F., Fromard, F., H., Kira, T. N., Lescure, J. P., & Nelson, B. O., H & Puig, H. R., Bernard, Y. T., (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145. 87-99. [10.1007/s00442-005-0100-x](https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x). (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87-99.
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Vieilledent, G., (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20, 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>.
- Eiten, G. (1972). The Cerrado Vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38, 201-341.
- Elias, F., Marimon-Junior, B. H., De Oliveira, F. J. M., De Oliveira, J. C. A., & Marimon, B. S. (2019). Soil and topographic variation as a key factor driving the distribution of tree flora in the Amazonia/Cerrado transition. *Acta Oecologica*, 100, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103467>.
- Fauset, S., Johnson, M. O, Gloor, M., Baker, T. R, Monteagudo M., A., Brienen, R. J. W., Phillips, O. L., (2015). Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nature Communications* 6:6857, 1 – 9. <https://doi.org/10.1038/ncomms7857>.

- Feldpausch, T. R., Banin, L., Phillips, O. L., Baker, T. R., Lewis, S. L., Quesada, C. A., Affum-Baffoe, K., Arets, E. J. M. M., Berry, N. J., Bird, M., Brondizio, E. S., de Camargo, P., Chave, J., Djangbletey, G., Domingues, T. F., Drescher, M., Fearnside, P. M., Franca, M. B., Fyllas, N. M., ... Lloyd, J., (2011). Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences*, 8 (5), 1081-1106. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1081-2011>
- Feldpausch, T. R., Lloyd, J., Lewis, S. L., Brienen, R. J. W., Gloor, M., Montegudo Mendoza, A. , & Arets, E. J. M. M., (2012). Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences*, 9, 3381-3403. <https://doi.org/10.5194/bg-9-3381-2012>
- Lines, E. R., Zavala, M. A., Purves, D. W., Coomes, D. A., (2012). Predictable changes in aboveground allometry of trees along gradients of temperature, aridity and competition. *Global Ecology and Biogeography* 21, 1017-1028.
- Lorenzi, H., (2002). Árvores Brasileiras: Manual de identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas do Brasil, vol.1 4 ed. – Nova Odessa, SP: *Instituto Plantarum* 368p.
- Marimon, B. S., Felfili, J. M., Lima, E. S., Duarte, W. M. G., Marimon-Junior, B. H., (2010). Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazonica* 40, 107 – 118.
- Marimon-Júnior, B. H., & Haridasan, M., (2005). Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerrado e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta botanica brasílica*, 19, 913-926.
- Mugasha, W. A., Mauya, E. W., Njana, A. M., Karlsson, K., Malimbwi, R. E., Ernest, S., (2019). Height-Diameter Allometry for Tree Species in Tanzania Mainland, *International Journal of Forestry Research*, 2019, 17 p. <https://doi.org/10.1155/2019/4832849>
- Oliveira-Filho, A. T., & Ratter, J. A. (1995). A study of the origin of central brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburg Journal Botany*, 52, 141-194.
- Oksanen, J., Kindt R., Legendre P., O'Hara B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H., Wagner H. (2008). The vegan Package. *Community Ecology Package*, 182p.
- Palermo, A. C., & Miranda, H. S., (2012). Efeito do fogo na produção de frutos de *Qualea parviflora* Mart. (Vochysiaceae) em cerrado *sensu stricto*. *Revista Árvore*, 36, 685-693.
- Prado-Costa, M., Pereira, J. A. A., Benicio, M. H. M., Souza, H., Fontes, M.A.L., Garcia, P.O., (2012). Alometria e arquitetura de *Copaifera langsdorffii* (desf.) kuntze (Fabaceae) em fitofisionomias neotropicais no sul de Minas Gerais. *Ciência Florestal*, 22, 223-240.
- Ratter, J. A., Bridgewater, S., Ribeiro, J. F., (2003). Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: Comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburg Journal of Botany*, 60, 57-109.
- Ribeiro, J.F., & Walter, B.M.T., (2008). As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.) *Embrapa Cerrados*, Planaltina. p.151 -212.

- Ribeiro, S. C., Fehrmann, L., Soares, C. P. B., Jacovine, L. A. G., Kleinn, C., Gaspar, R. de O., (2011). Above- and belowground biomass in a Brazilian Cerrado. *Forest Ecology and Management*, 262, 491–499.
- Rizzini, C.T., (1965). Estudos experimentais sobre o xilopódio e outros órgãos tuberosos de plantas do Cerrado. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 37, 87-113.
- Silva, F. A. M., Assad, E. D., & Evangelista, B. A., (2008). Caracterização Climática do Bioma Cerrado. Pp. 69-88. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (Eds.). *Cerrado: Ecologia e Flora*. Embrapa, Planaltina.
- Silvério, D. V., & Lenza, E., (2010). Fenologia de espécies lenhosas em um cerrado típico no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, 10, 205-216.
- Siqueira, A. S., (2006). Allometry of *Caryocar brasiliense* (Bombacaceae) in different physiognomies of the Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, GO, Brazil. *Biota Neotropica*. 6, 1-6.
- Torello-Raventos, M., Feldpausch, T. R., Veenendaal, E., Schrod, F., Saiz, G., (2013). On the delineation of tropical vegetation types with an emphasis on forest/savanna transitions. *Plant Ecology and Diversity* 6, 101-137, <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2012.762812>.
- Tredennick, A. T., Bentley, L. P., Hanan, N. P., (2013). Allometric convergence in savanna trees and implications for the use of plant scaling models in variable ecosystems. *Plos one*, 8, e58241, 1-11.
- Valadão, M. B. X., Marimon-Jr, B. H., Oliveira, B. de. (2016). Biomass hyperdynamics as a key modulator of forest self-maintenance in a dystrophic soil in the Amazonia-Cerrado transition. *Scientia Forest*, 44, 475-485. <https://doi.org/10.18671/scifor.v44n110.20>
- Vieilledent, G., Vaudry, R., Andriamanohisoa, S. F. D., Rakotonarivo, O. S., Randrianasolo, H., Razafindrabe, H. N., Bidaud, R. C., Ebeling, J., Rasamoelina, M., (2012). A universal approach to estimate biomass and carbon stock in tropical forests using generic allometric models. *Ecological Applications*, 22, 572-583.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 1. Parâmetros estruturais registrados para os exemplares de *Q. parviflora* amostrados no CR (Cerrado rupestre), CT (Cerrado Típico) e CD (Cerradão) do Parque Municipal Bacaba, Nova Xavantina-MT, Brasil.

Parâmetros	Fitofisionomias		
	CR	CT	CD
DAS (cm)			
Mínimo	5,4	7,6	5,9
Médio	8,62 ± 2,8	11,75 ±4,15	10,13 ± 6,27
Máximo	10,5	15,8	16,4
Altura total (m)			
Mínima	2,55	3,8	3,62
Média	3,74 ± 1,26	5,17 ± 1,37	5,70 ± 2,1
Máxima	5	6,4	7,8
BAS (mg)			
Mínima	0,62	0,65	0,68
Média	0,65 ± 0,03	0,68 ± 0,05	0,72 ± 0,09
Máxima	0,67	0,70	0,77
Altura do fuste (m)			
Mínima	2	2	0,71
Média	1,37 ± 0,73	2,31 ± 1,59	2,83 ± 2,93
Máxima	2,1	3,9	5,76
Profundidade de copa (m)			
Mínima	1	1,04	0,27
Média	2,49 ± 1,66	2,86 ± 1,89	2,7 ± 3,49
Máxima	4,15	4,75	6,19

Tabela 2. Estatística das regressões lineares das variáveis morfométricas de indivíduos de *Qualea parviflora* crescendo nas fitofisionomias de Cerrado Rupestre (CR), Cerrado Típico (CT) e Cerradão (CD) do Parque Municipal Bacaba. Nova Xavantina-MT, Brasil.

	Variável dependente:		
	Profundidade de copa (m)		
	(CR)	(CT)	(CD)
Altura do fuste (m)	-0,367 (0,329)	-1,064*** (0,220)	-0,512* (0,257)
	t = - 1,116	t = -4,845	t = -1,993
	p = 0,287	p = 0,0004	p = 0,007
Observações	14	15	14
R ²	0,094	0,644	0,249
R ² Ajustado	0,019	0,616	0,186

Erro Padrão Residual	0,659 (df = 12)	0,736 (df = 13)	1,322 (df = 12)
Estatística F	1,246 (df = 1;12)	23,476*** (df = 1;13)	3,970*(df = 1;12)
Variável dependente:			
Profundidade de copa (m)			
	(CR)	(CT)	(CD)
Diâmetro (cm)	0,385*** (0,087) t = 4,440 p = 0,001	0,300** (0,115) t = 2,601 p = 0,022	-0,039 (0,111) t = -0,351 p = 0,732
Observações	14	15	14
R ²	0,622	0,342	0,010
R ² Ajustado	0,590	0,292	-0,072
Erro Padrão Residual	0,426 (df =12)	0,999 (df = 13)	1,518 (df = 12)
Estatística F	19,710*** (df =1; 12)	6,767** (df = 1; 13)	0,123 (df =1; 12)
Variável dependente:			
Profundidade de copa (m)			
	(CR)	(CT)	(CD)
Altura total (m)	0,627*** (0,194) t = 3,237 p = 0,008	1,102*** (0,348) t = 3,165 p = 0,008	0,527* (0,249) t = 2,113 p = 0,057
Observações	14	15	14
R ²	0,466	0,435	0,271
R ² Ajustado	0,422	0,392	0,210
Erro Padrão Residual	0,506 (df = 12)	0,926 (df = 13)	1,303 (df = 12)
Estatística F	10,476*** (df = 1; 12)	10,020*** (df = 1; 13)	4,463* (df = 1; 12)
Variável dependente:			
Altura total (m)			
	(CR)	(CT)	(CD)
Diâmetro (cm)	0,328** (0,121) t = 2,719 p = 0,019	0,178** (0,069) t = 2,557 p = 0,024	0,162 (0,100) t = 1,612 p = 0,133
Observações	14	15	14
R ²	0,381	0,335	0,178
R ² Ajustado	0,330	0,283	0,110
Erro Padrão Residual	0,593 (df = 12)	0,602 (df = 13)	1,367 (df = 12)
Estatística F	7,393** (df = 1; 12)	6,537** (1; 13)	2,600 (df = 1; 12)
Variável dependente:			
Altura do fuste (m)			
	(CR)	(CT)	(CD)

Diâmetro (cm)	-0,057 (0,117) t = -0,485 p = 0,637	-0,122 (0,102) t = -1,203 p = 0,251	0,201* (0,092) t = 2,177 p = 0,051
Observações	14	15	14
R ²	0,019	0,100	0,283
R ² Ajustado	-0,062	0,031	0,223
Erro Padrão Residual	0,574 (df = 12)	0,881 (df = 13)	1,257 (df = 12)
Estatística F	0,235 (df = 1; 12)	1,447 (df = 1; 13)	4,739* (df = 1; 12)
Variável dependente:			
	Altura do fuste (m)		
	(CR)	(CT)	(CD)
Altura total (m)	0,373* (0,194) t = 1,927 p = 0,079	-0,102 (0,348) t = -0,292 p = 0,776	0,473* (0,249) t = 1,898 p = 0,083
Observações	14	15	14
R ²	0,236	0,007	0,231
R ² Ajustado	0,173	-0,070	0,167
Erro Padrão Residual	0,506 (df = 12)	0,926 (df = 13)	1,303 (df = 12)
Estatística F	3,712* (df = 1; 12)	0,085 (df = 1; 13)	3,601* (df = 1; 12)

*Nota: *p < 0,1; **p < 0,05; *** p < 0,01*



Qualea parviflora em diferentes fitofisionomias do Cerrado

11

REBROTA PÓS-FOGO DE ESPÉCIES ARBÓREO-ARBUSTIVAS EM CERRADO SENTIDO RESTRITO

Daniel Ferreira de Oliveira^{a,*}, Eddie Lenza de Oliveira^a, Lorryne Aparecida Gonçalves^a

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, Caixa Postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Autor correspondente

*E-mail para correspondência: danielferreira.bg@gmail.com

RESUMO

As queimadas no Cerrado afetam diretamente a sobrevivência, crescimento e a reprodução das plantas. Entretanto, as espécies desenvolveram estratégias funcionais adaptativas em resposta ao fogo como, por exemplo, a elevada capacidade de rebrota. Nossos objetivos foram: (i) comparar a mortalidade de indivíduos entre uma área de cerrado típico recém-queimada (CQ) e outra sem registros recentes de queimada (CNQ); (ii) identificar e comparar os tipos de rebrota (epígea e hipógea) entre as áreas (CQ e CNQ) bem como entre as espécies comuns às duas áreas e; (iii) verificar se os tipos de rebrota está relacionada ao tamanho do indivíduo (diâmetro e altura). Em 2016, antes da queimada, demarcamos uma transecção de 50 metros em cada uma das áreas (CQ e CNQ), dentro das quais inventariamos todos os indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo com diâmetro igual ou superior a 3 cm a 30 cm ao nível do solo. Em novembro de 2019, dois meses após a queimada, verificamos em ambas as áreas quais indivíduos morreram e registramos a presença e a ausência de rebrotas na parte hipógea e na parte epígea. A taxa de mortalidade foi de 3,6% e de 11% no CNQ e CQ, respectivamente. No CNQ 17% dos indivíduos apresentaram pelo menos um dos tipos rebrota, dos quais 93% ocorreram apenas na parte epígea e 7% apenas na parte hipógea. No CQ, 65% apresentaram rebrota, sendo que 58% ocorreram apenas na parte epígea, 24% apenas na parte hipógea, 18% em ambas as partes. A altura e diâmetro da base não foram boas variáveis para prever o tipo de resposta dos indivíduos a passagem de fogo. Nossos achados sugerem que o fogo eleva as taxas de mortalidade das espécies lenhosas do cerrado típico, mas essas possuem elevada resiliência, devido a sua capacidade de rebrota pós-fogo.

Palavras-chave: Distúrbio ecológico, Regeneração, Savana sul-americana, Resiliência

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado é frequentemente reconhecido pela ocorrência de queimadas na estação seca, devido à alta quantidade de material combustível do estrato herbáceo (Miranda & Sato, 2005). As queimadas afetam diretamente a sobrevivência, crescimento e a reprodução das plantas (Ribeiro et al., 2012). Entretanto, o Cerrado apresenta uma vegetação com diversos atributos fenotípicos que aumentam a capacidade de sobrevivência frente a esse tipo de perturbação. Por exemplo, a suberização da casca funciona como um isolamento térmico do cambium e evita a morte da parte aérea da planta (Rocha & Silva, 1999); produção de frutos com capacidade de proteção das sementes (Landim & Hay, 1995); gemas apicais de algumas espécies protegidas por catáfilos (Coutinho, 1990) e alta capacidade de rebrota tanto em estruturas subterrâneas (xilopódios) como em estruturas

aéreas (Guedes, 1993; Simon & Pennington, 2012). Além disso, o rebrotamento, frequentemente, tem sido associado ao vigor competitivo e à persistência das espécies após esse tipo de distúrbio (Cianciaruso et al., 2010; Silva et al., 2013). No entanto a capacidade e o tipo de rebrota dependem da disponibilidade de recursos (Wright & Clarke, 2007; Clarke et al., 2013) e pode variar conforme a intensidade, a frequência e a duração do fogo (Hoffmann, 2002; Fiedler et al., 2004). A capacidade de rebrota também pode estar associada ao tamanho dos indivíduos, havendo mais rebrotas basais em indivíduos de menor porte e mais rebrotas aéreas em indivíduos de maior porte (Medeiros & Miranda, 2008; Ribeiro et al., 2012; Massi & Franco, 2016; Souchie et al., 2017).

Os tipos de rebrotas após a passagem de fogo podem indicar o grau de severidade dos danos causados as plantas: 1) Na parte epígea (órgãos aéreos, como fuste e copa) indica dano leve; 2) na parte epígea e hipógea (na base do caule ou em estruturas subterrâneas, como xilopódios e em órgãos aéreos) indica dano moderado; 3) exclusivamente na parte hipógea indica dano severo; e 4) quando o indivíduo morre e não rebrota indica um dano permanente (Medeiros & Miranda, 2008; Souchie et al., 2017) (Fig. 1). No entanto, ainda existem poucos estudos que investigam os diferentes padrões de rebrotas em espécies de Cerrado, a importância relativa dos três modos de brotação e a mortalidade da parte aérea das espécies após passagem de fogo (*topkill*). Neste trabalho observamos espécies arbóreo-arbustivas em duas áreas de cerrado sentido restrito, sendo uma recém-queimada (CQ) e outra sem registros recentes de queimada (CNQ). Nossos objetivos foram: 1. Comparar as taxas de mortalidade dos indivíduos entre CQ e CNQ; 2. Identificar e comparar os tipos de rebrota entre as áreas (CQ e CNQ) bem como entre as espécies comuns às duas áreas; 3. Verificar se os tipos de rebrota está relacionada ao tamanho do indivíduo (diâmetro e altura).

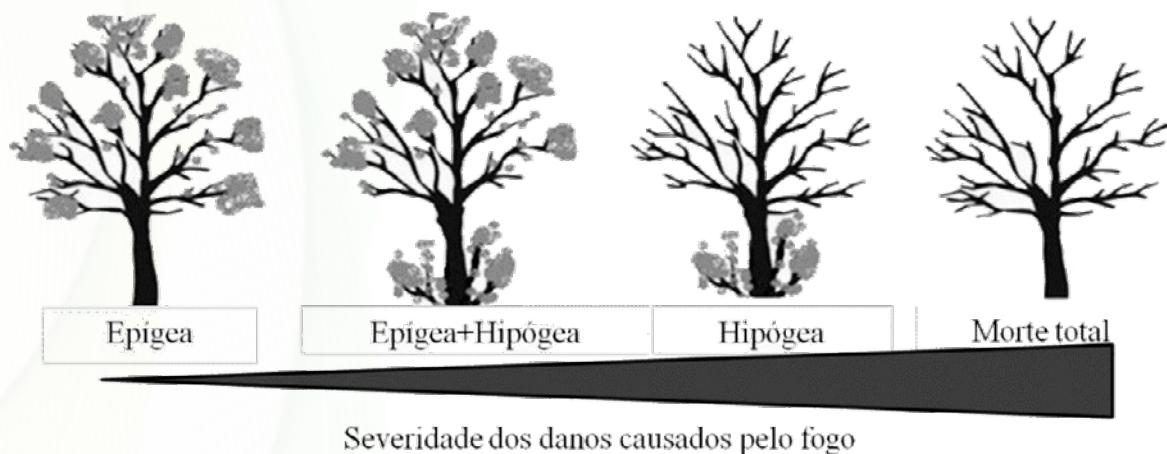


Fig. 1. Tipos de respostas observadas em indivíduos lenhosos de Cerrado sentido restrito após a ocorrência de fogo (Fonte: Medeiros & Miranda, 2008; Moreira et al., 2008).

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos o presente estudo em duas áreas adjacentes de cerrado típico localizadas no Parque Municipal do Bacaba (PMB) que está situado no *campus* da UNEMAT de Nova Xavantina - MT

(14°41'44"S e 52°21'01"O). A região possui clima do tipo *Aw* (tropical úmido), segundo a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013), com dois períodos bem definidos, um seco de abril a setembro e outro chuvoso de outubro a março. A temperatura média anual é 24 °C e a precipitação total fica em torno de 1.500 mm (Silva et al., 2008). Os solos do PMB são predominantemente distróficos, álicos, profundos, bem drenados e de textura média (Radambrasil, 1981). O cerrado sentido restrito é um subtipo de vegetação predominantemente arbóreo-arbustivo, caracterizado pela presença de árvores baixas, altura média de três a seis metros, inclinadas, tortuosas, com ramificações irregulares e retorcidas, com cobertura arbórea de 20% a 50% (Ribeiro & Walter, 2008). Uma das duas áreas foi atingida por uma queimada acidental em agosto de 2019 (CQ) e a outra não tem registro recente de fogo (CNQ).

Coleta de dados

Em setembro de 2016, três anos antes do incêndio acidental que acometeu parte dessa vegetação em setembro de 2019, foi realizado um levantamento da vegetação de ambas as áreas (Dados cedidos por L. A. Gonçalves). Neste levantamento foram demarcadas duas transecções de 10 x 50 metros, onde foram inventariados todos os indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo com diâmetro igual ou superior a 3 cm a 30 cm do nível do solo. Todos os indivíduos foram identificados a nível de espécie e tiveram a altura e o diâmetro medidos. Em novembro de 2019, dois meses após o incêndio, verificamos quais indivíduos morreram em ambas as transecções (CQ e CNQ). Consideramos como indivíduo morto todos os que sofreram morte da parte aérea ou não foram encontrados e que haviam sido registrados em 2016, antes do fogo. Para cada indivíduo, registramos a presença e a ausência de rebrotas na parte hipógea (base do caule) e na parte epígea (no fuste e/ou na copa).

Análise de dados

Calculamos a taxa de mortalidade (Mt) de indivíduos para ambas as áreas (CQ e CNQ) de acordo com a equação (1), onde M é o número de indivíduos mortos e V é o número de indivíduos vivos. Também calculamos a porcentagem de indivíduos mortos das espécies mais abundantes. Além disso, calculamos a porcentagem de indivíduos que apresentaram rebrota: hipógea, epígea e hipógea + epígea em ambas as áreas. Comparamos a frequência de mortalidade e dos tipos de rebrotas entre as duas áreas (CQ e CNQ) por meio do teste de Qui-Quadrado de Pearson com correção de continuidade de Yates.

$$(Equação 1) \quad \frac{Mt = (M \times 100\%)}{V}$$

Também calculamos a porcentagem de indivíduos para cada tipo de rebrota para as espécies com mais de 10 indivíduos. Além disso, calculamos a porcentagem de rebrota na parte hipógea e epígea para as espécies coocorrentes, ou seja, aquelas que estavam presentes nas duas áreas (CQ e CNQ), que apresentavam pelos ao menos cinco indivíduos. Para avaliar a importância da altura e

diâmetro das plantas no tipo de resposta ao fogo, utilizamos modelos de regressão simples. Adotamos um alfa de 0,05 e realizamos as análises no software R, versão 3.5.1 (R Core Team, 2019).

3. RESULTADOS

Taxas de mortalidade

Em 2016, contabilizamos 386 indivíduos vivos no cerrado não queimado (CNQ) e 253 no cerrado queimado (CQ). Em 2019, registramos 372 indivíduos vivos no CNQ e 247 indivíduos vivos no CQ. A taxa de mortalidade foi significativamente superior no CQ (11%) em relação ao CNQ (3,6%) ($\chi^2 = 12,592$; $gl = 1$; $p < 0,001$), ou seja, três vezes mais que o CNQ (Fig. 3).

No CNQ, *Connarus suberosus*, seguida por *Byrsonima pachyphylla* foram as espécies que apresentaram maior percentual (28% e 20%, respectivamente) de indivíduos mortos (Fig. 2). No CQ, *Salvertia convallariadora* e *Byrsonima coccolobifolia* foram as espécies com maior mortalidade, onde 50% dos seus indivíduos morreram após a queimada. As espécies *Myrcia lanuginosa* e *Connarus suberosus* também apresentaram altas taxas de mortalidade (superior a 30%) (Fig. 2). Cabe destacar que *Connarus suberosus* foi a única espécie que apresentou altas taxas de mortalidade nas duas áreas.

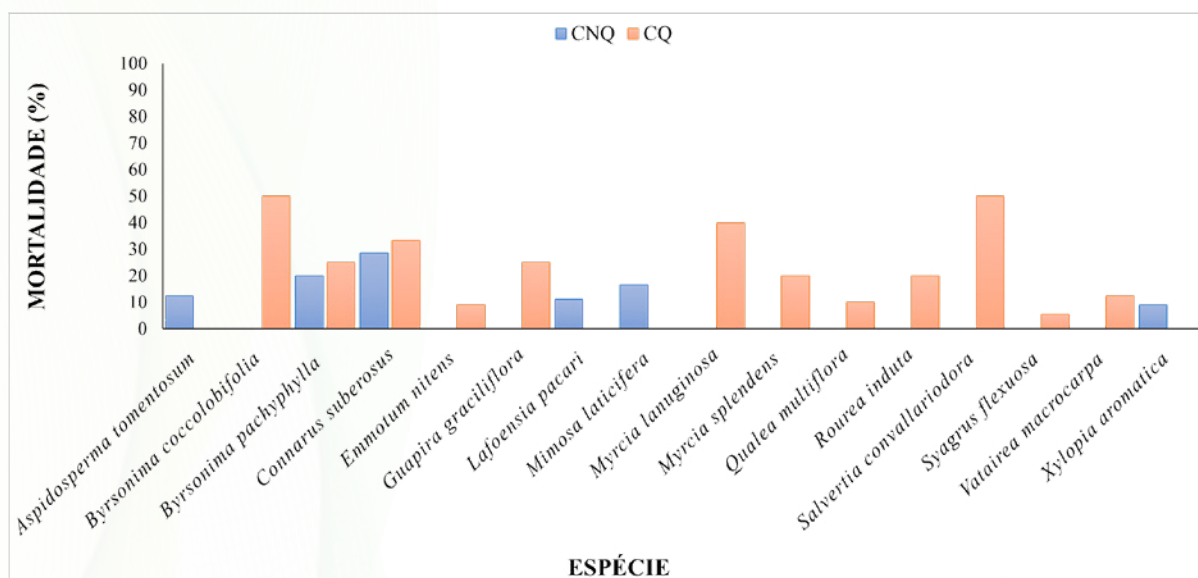


Fig. 2. Espécies mais abundantes que apresentaram indivíduos com morte total da parte aérea em área de cerrado sentido restrito recém-queimada (CQ) e não queimada (CNQ) no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT, Brasil.

Taxas de rebrota

Os tipos de rebrota variaram significativamente entre os dois ambientes ($\chi^2 = 212,39$; $gl = 3$; $p < 0,001$) (Fig. 3). Enquanto, no CNQ, 17% dos indivíduos apresentaram pelo menos um dos tipos rebrota, desses 93% apenas na parte epígea e 7% apenas na parte hipógea. No CQ, por sua vez, 65% dos indivíduos apresentaram rebrota, sendo 58% apenas na parte epígea, 24% apenas na parte hipógea e 18% em ambas as partes. Além disso, 39% dos indivíduos que sofreram morte da parte aérea apresentaram rebrota na hipógea.

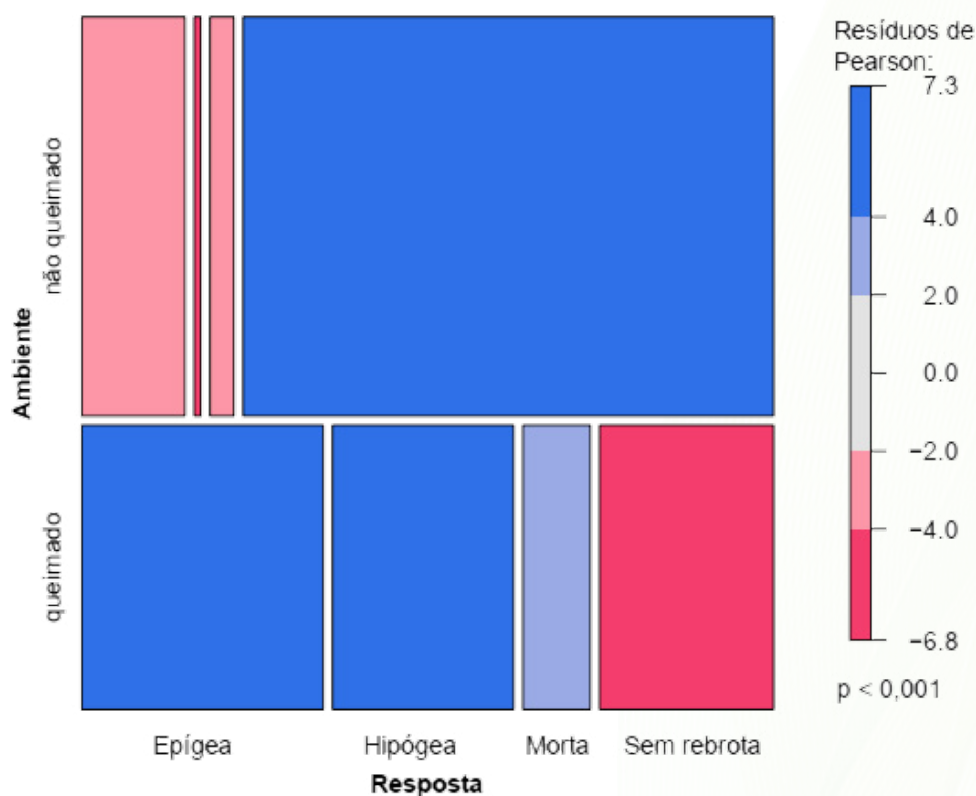


Fig. 3. Gráfico mosaico das frequências de respostas dos indivíduos (rebrotas epígea, rebrotas hipógea, morte, sem rebrotas) em ambiente de cerrado sentido restrito recém-queimado e não queimado no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT, Brasil.

De modo geral, apenas 20 espécies apresentaram abundância total superior a 10 indivíduos e notamos uma variação do tipo de resposta ao fogo entre elas (Tabela 1). Enquanto algumas tiveram único tipo de resposta ao fogo (por exemplo: *A. multiflorum* e *R. montana* em que mais de 20% dos indivíduos apresentaram apenas resposta epígea; *A. tomentosum* em que 9% dos indivíduos apresentaram apenas resposta de morte total da parte aérea), outras tiveram indivíduos em todos os grupos de rebrotas (por exemplo: *C. suberosus*, *G. graciliflora*, *L. pacari*, *M. lanuginosa*, *Q. multiflora*, *R. induta*, *S. flexuosa*, *V. macrocarpa* e *X. aromatica*). A altura e diâmetro da base dos indivíduos não influenciaram significativamente o tipo de rebrotas das espécies (Fig. 5; Tabela 2).

Tabela 1. Tipos de rebrotas em espécies mais abundantes (≥ 10 indivíduos) e suas respectivas médias de altura e diâmetro em duas áreas de cerrado sentido restrito no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT. Brasil.

Espécie	NI	Ma	Rh	Re	Hmed	DASmed
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A. DC.	10	-	-	4(40)	4.23	5.46
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.	11	1(9)	-	-	3.46	6.09
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	14	-	-	1(7)	4.39	6.29
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	10	3(30)	1(10)	3(30)	2.06	3.63
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	47	-	3(6)	22(47)	2.18	5.07
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	30	1(3)	2(6)	-	4.74	5.74
<i>Erythroxylum engleri</i> O.E.Schulz	18	-	1(5)	3(15)	2.28	4.08
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	23	-	1(4)	7(30)	2.15	4.12
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	21	5(24)	4(19)	9(43)	3.99	5.08
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	13	1(8)	1(8)	6(61)	3.05	4.35
<i>Myrcia lanuginosa</i> O.Berg	20	2(10)	1(5)	10(50)	2.46	3.65
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	19	-	2(10)	6(31)	2.79	5.94
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart.) A.Robyns	12	-	-	-	1.88	4.70
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	16	1(6)	5(31)	10(62)	2.75	4.54
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	22	-	3(4)	8(36)	3.41	7.21
<i>Roupala montana</i> Aubl.	54	-	-	11(20)	3.80	4.60
<i>Rourea induta</i> Planch.	10	1(10)	2(20)	4(40)	2.03	3.77
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	50	2(4)	26(52)	8(16)	1.60	6.51
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	15	1(7)	1(7)	2(14)	3.91	5.29
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	16	1(6)	4(25)	1(6)	3.75	4.11

NI = número total de indivíduos; Ma = Número de indivíduos que sofreram morte da parte aérea; Rh = Número de indivíduos que apresentaram rebrota na parte hipógea; Re = Número de indivíduos que apresentaram rebrota na parte epígea; Hmed = Média de altura total; DASmed = Média de diâmetro a 30 cm do solo; () = frequência.

Tabela 2. Relação entre o percentual de indivíduos que rebrotaram em cada categoria e a média de altura e de diâmetro à 30 cm do solo em duas áreas de cerrado sentido restrito no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT. Brasil.

	Médias de altura (m)				
	R^2	R^2 ajustado	DP	F	p
Rebrota hipógea por espécie (%)	0.03	0.002	32	1.07	0.30
Rebrota epígea por espécie (%)	0.05	0.02	32	1.81	0.18
	Médias de diâmetro à 30cm do solo (cm)				
	R^2	R^2 ajustado	DP	F	p
Rebrota hipógea por espécie (%)	0.004	-0.02	32	0.14	0.70
Rebrota epígea por espécie (%)	0.01	-0.01	32	0.54	0.46

Das espécies coocorrentes (24% do total de espécies), verificamos que 20 apresentaram abundância total superior a 5 indivíduos. No CNQ apenas três apresentaram indivíduos com rebrota na parte hipógea, enquanto no CQ todas apresentaram, com destaque para *Syagrus flexuosa*, com mais de 70% dos indivíduos. As espécies *C. grandiflora*, *E. engleri* e *Q. multiflora* também apresentaram

alta taxa de rebrota hipógea (superior a 50%) (Fig. 4A). Podemos observar que a distribuição dos indivíduos entre as espécies com rebrotas na parte epígea foi mais heterogênea (Fig. 4B). No CNQ a espécie *M. lanuginosa* apresentou a maior taxa de rebrota epígea (53%), seguida de *R. induta* (40%). Já no CNQ as espécies *C. grandiflora* e *L. pacari* apresentaram rebrota epígea em todos os indivíduos (100%), seguidas *D. elliptica* e *Q. multiflora* com taxa superior a 80%.

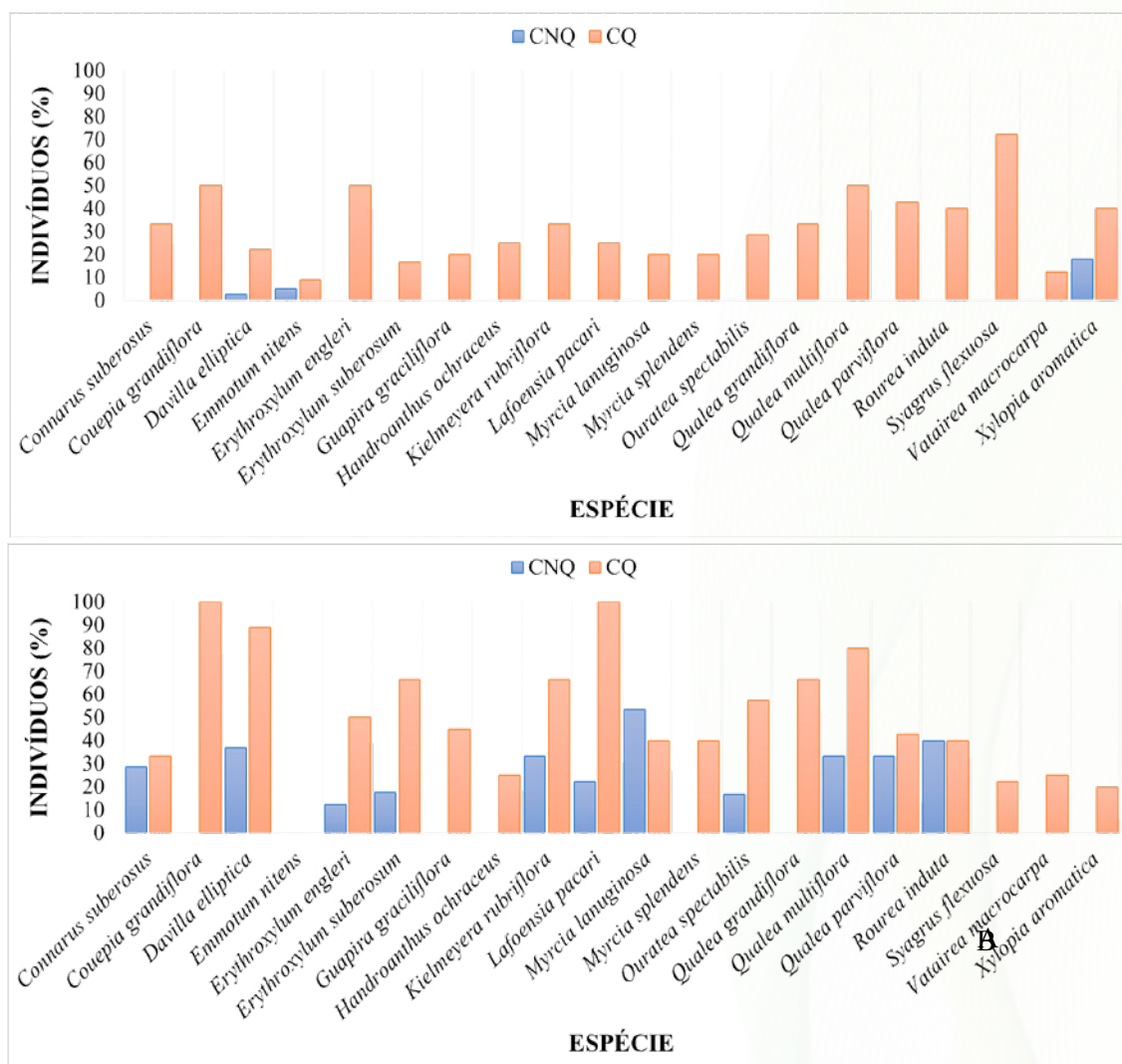


Fig. 4. Proporção de indivíduos em espécies coocorrentes em ambas as áreas e com abundância superior a 5 que apresentaram rebrotas na A) parte hipógea (base do caule) e B) na parte epígea (fuste e copa). CQ = cerrado sentido restrito recém-queimado; CNQ = cerrado sentido restrito sem registros recentes de queimadas no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT. Brasil.

4. DISCUSSÃO

As taxas de mortalidade encontradas no CQ corroboraram com Hoffmann & Moreira (2002), que indicaram que a mortalidade dos indivíduos em uma comunidade após passagem de fogo pode variar entre 5 e 19%. De acordo com Mews (2011), a quantidade de indivíduos de cada espécie na área estudada e o número de mortos pós-fogo podem ser indicativos das estratégias que as espécies possuem e sua plasticidade adaptativa a tal evento. Por exemplo, considerando as duas áreas (CQ

e CNQ), *Syagrus flexuosa* teve 2 mortos em 50 indivíduos o que representa 4% desta população, enquanto *Connarus suberosus*, em uma população com 10 indivíduos, apresentou três indivíduos mortos, o que representou 30%. Tais dados mostram que, apesar de *C. suberosus* ser uma espécie típica de cerrado sentido restrito, ela se apresentou mais sensível ao fogo do que *S. flexuosa*.

Tanto na área queimada como na área não queimada encontramos uma proporção maior de indivíduos com rebrota na parte epígea, corroborando com o estudo de Medeiros & Miranda (2008) e Souchie et al. (2017). Medeiros & Miranda (2008) registraram 36% dos indivíduos com resposta epígea enquanto Souchie et al. (2017) registrou 57%. É importante ressaltar que variações relacionadas a intensidade, duração e frequência do fogo pode resultar em respostas diferentes na estrutura das comunidades estudadas. Outro fator importante que deve ser levado em consideração é quanto aos critérios de inclusão utilizados na metodologia de cada um dos estudos.

Nossos achados referentes a relação entre tipo de rebrota dos indivíduos com os atributos de tamanho (altura total e diâmetro da base) não corroboraram com os achados de Souchie et al. (2017), que verificou que espécies com diâmetros e alturas maiores apresentam menores danos com a passagem do fogo e, quando danificados, tendem a apresentar maior proporção de rebrotas epígeas e menor de rebrotas hipógeas. Um dos fatores que pode ter influenciado é que em nosso estudo temos indivíduos distribuídos em espectro relativamente pequeno de classes de tamanhos. Outro fator a ser considerado é que em nosso estudo a espessura da casca dos indivíduos não foram medidas e, geralmente ela é o melhor preditor do tipo de resposta ao fogo (Miranda & Sato, 2005; Ribeiro et al., 2012), uma vez que está diretamente relacionada à proteção efetiva do câmbio quando há fogo (Hoffmann & Solbrig, 2003; Miranda & Sato, 2005; Pausas, 2014). Apesar disso Medeiros & Miranda (2005), relatam em seus estudos que indivíduos com altura total inferior a 1,5 m no momento da ocorrência de fogo, são mais propensos à resposta hipógea ou a morte do indivíduo.

5. CONCLUSÃO

O CQ apresentou taxa de mortalidade significativamente maior que o CNQ e grande capacidade de rebrota após ocorrência de fogo. No geral, as rebrotas na parte epígea ocorreram em maior quantidade e de maneira mais heterogênea entre as espécies. Entretanto, na área queimada apresentou grande parte dos indivíduos com rebrota na parte hipógea em detrimento de rebrotas na parte epígea, sugerindo alta capacidade das espécies nativas em sobreviver aos eventos de fogo e evitarem a sua extinção local. A altura e diâmetro da base não foram boas variáveis para prever o tipo de resposta dos indivíduos a passagem de fogo. Talvez a espessura da casca possa ser uma preditora mais importante que a altura e o diâmetro da base por estar diretamente associada a proteção do câmbio.

REFERÊNCIAS

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22: 711-728.
- Aquino, F. G., Walter, B. M. T., & Ribeiro, J. F. (2007). Dinâmica de populações de espécies lenhosas de cerrado, Balsas, Maranhão. *Revista Árvore* 31: 793-803.
- Cianciaruso MV, Silva, A. I., & Batalha, M. A. (2010). Aboveground biomass of functional groups in the ground layer of savannas under different fire frequencies. *Australian Journal of Botany* 58: 169-174.
- Clarke, P. J., Lawes, M. J., Midgley, J. J., Lamont, B. B., Ojeda, F., Burrows, G. E., Enright, N. J., & Knox, K. J. E. (2013). Resprouting as a key functional trait: How buds, protection and resources drive persistence after fire. *New Phytol* 197: 19-35.
- Clarke, P. J., Lawes, M. J., Murphy, B. P., Russell-Smith J, Nano C. E. M., Bradstock R., Enright, N. J., Fontaine, J. B., Gosper, C. R., Radford, I., Midgley, J. J., & Gunton, R. M. (2015). A synthesis of postfire recovery traits of woody plants in Australian ecosystems. *Science Total Environment*, 534, 31-42.
- Coutinho, L. M. (1990) Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado. In Goldammer JG (Eds.) *Fire in the Tropical Biota*. Ecological Studies (Analysis and Synthesis) 84: 82-105.
- Fiedler, N. C., Azevedo, I. N. C., Rezende, A. V, Medeiros, M. B., & Venturoili, F. (2004). Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado sensu stricto na fazenda Água Limpa-DF. *Revista Árvore* 28(1): 129-138.
- Garda, A. B., (2018). Dano e recuperação pós-fogo em espécies lenhosas do Cerrado: fogo após 18 anos de proteção versus queimadas bienais em três épocas distintas. Dissertação de Mestrado- Universidade de Brasília, Brasília-DF.
- Guedes, D. M. (1993). Resistência das árvores do cerrado ao fogo: papel da casca como isolante térmico. Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília, Brasília-DF.
- Hoffmann, W. A. (2002). Direct and indirect effects of fire on radial growth of cerrado savanna trees. *Journal Tropical Ecology*, 18, 137-142.
- Hoffmann, W. A., & Solbrig, O. T. (2003). The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *Forest Ecology and Management*, 180(1-3): 273-286.
- Landim, M. F., Hay, J. D. (1995). Impacto do fogo sobre alguns aspectos da biologia reprodutiva de *Kielmeyera coriacea* Mart. *Revista Brasileira de Biologia*, 56(1): 127-134.
- Marimon-Junior, B. H., & Haridasan, M., (2005). Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19(4): 913-926.

- Massi, K. G. & Franco, A. C., (2016). How does resprouting response differ among three species of savanna trees and in relation to plant size? *Acta Botanica Brasilica*, 30: 693-699.
- Medeiros, M. B., Miranda, H. S., (2008). Post-fire resprouting and mortality in cerrado woody plant species over a three-year period. *Edinburgh Journal of Botany*, 65(1): 53-68.
- Mews, H. A., Marimon, B. S., Maracahipes, L., Franczak, D. D., & Marimon-Junior, B. H. (2011). Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, 11: 73-82.
- Miranda, H. S., Sato, M. N. (2005). Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. (Eds.). *Cerrado: Ecologia, biodiversidade e conservação*. Brasília: MMA. p. 93-105.
- Moreira, F., Catry, F., Duarte, I., Acácio V., Silva, J.S. (2008). A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. *Plant Ecology*, 201(1): 77-85.
- Pausas, J. G. (2014). Bark thickness and fire regime. *Functional Ecology*, 29(3): 315-327.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2008). As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (Eds.) *Cerrado: ecologia e flora. Embrapa Informação Tecnológica*, Brasília, p. 151-212.
- Ribeiro, M. N., Sanchez, M., Pedroni, F., & Peixoto, K.S. (2012). Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. *Acta Botanica Brasilica*, 26(1): 203-217.
- Rocha e Silva E. P., (1999). Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura da vegetação lenhosa de campo sujo de cerrado. Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília, Brasília-DF.
- Silva, F. A. M., Assad, E. D., Evangelista, B. A. (2008). Caracterização climática do Bioma Cerrado. In Sano SM, Almeida SP (Eds.) *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA – Cerrados, pp. 68-88.
- Silva, D. M., Batalha, M. A., & Cianciaruso, M. V. (2013). Influência da história de incêndios e propriedades do solo na riqueza de espécies de plantas e diversidade funcional em uma savana neotropical. *Acta Botanica Brasilica*, 27 (3), 490-497. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062013000300005>
- Simon, M. F. & Pennington, T. (2012) Evidence for adaptation to fire regimes I the tropical savannas of the Brazilian Cerrado. *Int. Journal of Plant Science*, 173: 711-723.
- Souchie, F. F., Pinto, J. R. R., Lenza, E., Gomes, L., Maracahipes-Santos, L., Silvério, D. (2017). Post-fire resprouting strategies of woody vegetation in the Brazilian savanna. *Acta Botanic Brasilica*, 31: 260-266.
- Wright, B. R., & Clarke, P. J. (2007). Resprouting responses of Acacia shrubs in the Western Desert of Australia – fire severity, interval and season influence survival. *Int. J. Wildl. Fire*, 317-323.



Rebrota pós-fogo de espécies do Cerrado

12

EFEITOS DO FOGO SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS NO CERRADO EM MATO GROSSO, BRASIL

Geane Rodrigues de Souza^{a,*}, Fabiano Corrêa^a

^a*Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, Caixa Postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.*

Autor correspondente

*E-mail para correspondência: geane-rs2015@hotmail.com

RESUMO

O Cerrado é um bioma conhecido por ser adaptado ao fogo e apresentar uma relação histórica entre a ocorrência de queimadas e a estruturação das comunidades. Desse modo, perguntamos como o fogo influencia a abundância, a composição e diversidade de espécies de comunidades de formigas em uma formação savânica do Cerrado? Testamos as hipóteses: 1. A abundância de indivíduos diminuiu com a passagem do fogo; 2. O fogo modifica a composição de espécies de formigas em área de Cerrado; 3. A comunidade do sítio queimado, possui menor riqueza e diversidade espécies do que a comunidade do sítio não queimado. Nós realizamos as coletas entre os dias 23 e 25 de outubro 2019 em dois sítios de Cerrado (um não queimado desde 2013 e um recentemente queimado em 15 setembro de 2019). Amostramos 1.591 indivíduos nos dois sítios, identificados em 18 morfotipos. A abundância de indivíduos não foi alterada com a passagem do fogo (teste t de Student; $p = 0,97$). Houve maior número de espécies exclusivas no sítio queimado ($n = 8$) do que no sítio não queimado ($n = 1$) e a composição de espécies diferiu entre os dois sítios (ANOSIM; $p = 0,03$) e a dissimilaridade entre os dois sítios foi de 68,67% (SIMPER). O sítio queimado apresentou maior diversidade $H'(1,14)$ do que o sítio não queimado diversidade $H'(1,01)$. A ausência de modificação na abundância de indivíduos com a passagem do fogo, pode ser decorrente da proximidade entre os dois sítios, que tornou possível, uma recolonização de espécies. O maior número de espécies exclusivas na área queimada pode ser explicado pelo processo de sucessão secundária que normalmente ocorre em ambientes pós perturbação. Acreditamos que a maior riqueza e diversidade na área queimada ocorrem porque a passagem do fogo cria nichos alimentares temporários. Concluimos que queimadas esporádicas não alteram negativamente a comunidade de formigas, contrariando nossas expectativas.

Palavras-chave: Distúrbio, Diversidade, Mirmecologia, Riqueza, Savana

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado é um bioma conhecido por ser adaptado às queimadas, que comumente ocorrem na estação seca (Hoffmann et al., 2003; Pereira et al., 2014). Apresenta uma relação histórica entre a ocorrência destas queimadas e a estruturação de suas comunidades (Miranda et al., 2009; Berlinck & Batista, 2020). Sendo considerado um promotor da heterogeneidade de habitats no Cerrado, o fogo também é um dos delimitadores do ecótono entre Floresta-Cerrado (Hoffmann et al., 2003). Desta forma, os efeitos do fogo são dependentes da intensidade e frequência de ocorrência e a sua ausência pode modificar a dinâmica das comunidades (Bond & Keeley, 2005; Pausas & Keeley, 2009; Gomes et al., 2020; Durigan, 2020).

Registros históricos de fogo no Cerrado remetem a períodos anteriores a dez mil anos antes do presente (Salgado-Labouriau et al., 1997; Silva et al., 2011). Naquele período, as queimadas eram decorrentes de estratégias de caça pelos povos indígenas ou provocadas por raios nos períodos iniciais de chuva, distúrbios esses que ocorriam ocasionalmente (Ramos-Neto & Pivello, 2000; Melo & Saito, 2011). No entanto, nas últimas décadas com o avanço do agronegócio, o Cerrado vem sofrendo queimas antropogênicas cada dia mais intensas e frequentes (Pivello, 2011; Caúla et al., 2015). Apesar da resiliência do bioma, queimadas frequentes não fornecem tempo suficiente para que o Cerrado se recupere, como ocorreria por queimadas naturais (Enright et al., 2014; Costa-Milanez et al., 2015).

Uma das formas de se avaliar o efeito do fogo é utilizar bioindicadores, que são grupos de organismos que respondem ao efeito de distúrbios, podendo ser extrapolado para outras espécies do ecossistema (Carvalho et al., 2012; Canedo-Júnior et al., 2016). Nesse sentido, insetos da família Formicidae (formigas) são bons bioindicadores porque apresentam ciclo de vida curto, comunidades dinâmicas, baixa mobilidade populacional, alta abundância e riqueza de espécies, facilidade de amostragem, bem como alta diversidade de habitats que ocupam (Carvalho et al., 2012; Costa-Milanez et al., 2015; Canedo-Júnior et al., 2016). Para compreender a influência de queimadas sobre comunidades de formigas, é necessário avaliar como a ocorrência do fogo modifica a abundância, a composição e diversidade e riqueza de espécies (Pereira et al., 2007; Durigan, 2020). Ainda, os efeitos das queimadas sobre o grupo ocorrem de maneira direta, por causar a morte de indivíduos ou indireta por promover a escassez de alimentos (Boscardin et al., 2014; Frizzo et al., 2011) e modificar o ambiente (Canedo-Júnior et al., 2016).

Destacamos também o papel ecológico das formigas como, a proteção contra herbívoros foliares em relações mutualísticas inseto-planta, em que a presença de formigas pode aumentar o fitness da planta (Del-Claro, 2004; Bizerril & Vieira, 2002; Oliveira & Freitas, 2004) e atuar na dispersão de sementes em algumas espécies vegetais (Peternelli et al., 2004; Vasconcelos, 2002). Alguns trabalhos destacam o enriquecimento do solo causado por formações de ninhos de formigas do gênero *Atta* (Carvalho et al., 2012; Sousa-Souto et al., 2008; Coutinho, 1984). Além da sua função na cadeia trófica como fonte de alimento para diversos animais, o grupo compõe juntamente com os cupins 1/3 da biomassa animal presente em florestas tropicais (Fittkau & Klinge, 1973; Agosti & Johnson, 2013). Por fim, o grupo também possui uma relação com a agricultura sendo considerado “praga” devido aos danos causados por algumas espécies, que são resultado do aumento na abundância de indivíduos, com a maior oferta de recursos que as monoculturas oferecem (Silvestre, 2000).

Com isso, fica evidente a importância de entender como as comunidades de formigas se comportam frente as mudanças causadas por queimadas. Desse modo, o objetivo do nosso estudo foi comparar as propriedades de duas comunidades adjacentes de formigas de Cerrado, uma em um sítio recém queimado e outra em um sítio não queimado, há pelo menos seis anos, ambas localizados no Parque municipal do Bacaba, município de Nova Xavantina, Estado de Mato Grosso, Brasil. Desse modo, perguntamos como o fogo influencia na abundância, composição, a riqueza e a diversidade de espécies de comunidades de formigas em uma formação savânica do Cerrado? Testamos as hipóteses: 1. A abundância de indivíduos diminuiu com a passagem do fogo; 2. O fogo modifica a composição de

espécies de formigas em área de Cerrado; 3. A comunidade do sítio queimado, possui menor riqueza e diversidade espécies do que a comunidade do sítio não queimado.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O nosso estudo foi realizado no Parque municipal do Bacaba, que possui área de 470 hectares e se localiza no município de Nova Xavantina – MT (Fig. 1A) (Rocha & Dalponte, 2006). A área é composta por uma vegetação de Cerrado, que possui como formação vegetacional dominante o Cerrado *stricto sensu* (Marimon-Junior & Haridasan, 2005). Caracterizado por uma vegetação lenhosa, tortuosa e de pequeno porte. O Cerrado *stricto sensu*, possui adaptações à seca sazonal e aos incêndios recorrentes, através de folhas rígidas e os troncos com súber espesso (Marimon-Junior & Haridasan, 2005; Walter, 2006; Ribeiro & Walter, 2008).

Segundo a classificação de Köppen o clima da região é do tipo Aw, com dois períodos bem definidos, um de seca (abril a setembro) e outro de chuva (outubro a março) (Alvares et al., 2013). Apresenta temperatura média anual de 25º C e precipitação média anual de 1500 mm (Vianello & Alves, 2000). Amostramos dois sítios adjacentes de Cerrado, um deles recém queimado (15 setembro de 2019) e o outro não queimado desde 2013. Os dois sítios apresentam características ambientais e físicas semelhantes devido às suas proximidades, possibilitando a avaliação dos distúrbios causados pelo fogo sobre a comunidade local.



Fig. 1. A - Mapa da localização da área de estudo no Parque do Bacaba, Mato Grosso, Brasil. As setas vermelhas indicam a localização dos dois sítios. B - Esquema de distribuição das armadilhas na área de estudo no qual as setas representam as linhas de 90 m nas quais instalamos as armadilhas (círculos pretos).

Coleta de dados

Utilizamos para as coletas armadilhas de queda ou *pitfalls*, método muito utilizados para a captura de invertebrados, devido a sua eficiência (Romero & Jaffe, 1989; Lopes & Vasconcelos, 2008). Essas armadilhas consistem em um recipiente colocado no nível do solo, o qual é preenchido com líquidos ou iscas de atração. Nós utilizamos para a confecção das armadilhas 20 copos descartáveis (300 ml), que preenchemos com 150 ml de solução composta: água 100 ml + urina humana 50 ml + 2 gotas de detergente. Deixamos as armadilhas montadas entre os dias 23 e 25 de outubro de 2019. Instalamos 10 armadilhas em cada um dos sítios, ao longo de uma linha a uma distância regular de 10 metros entre as armadilhas (Fig. 1B). Recolhemos o conteúdo dos recipientes no início de cada dia, armazenamos as amostras em recipientes etiquetados e identificados e repusemos a solução. Triamos as amostras coletadas em laboratório, lavando-as em água e mantendo os indivíduos em álcool 70%. Separamos e contamos os indivíduos por armadilhas de coleta e os morfotipamos.

Análise de dados

Aplicamos um teste *t* de Student para comparar as abundâncias de formigas entre os sítios queimado e não queimado (Silva & Ferreira, 2003). Empregamos a análise de similaridade (ANOSIM), cujos valores variam de 1 (dissimilaridade completa) a -1 (similaridade completa) (Clarke & Warwick, 1994; Costa-Milanez et al., 2015) para comparar a composição de espécies entre os dois sítios. Para isso foi utilizado a matriz presença e a ausência de espécies com índice de dissimilaridade de *Bray-Curtis* (Clarke & Warwick, 1994). Por fim, empregamos a análise de percentual de similaridade mínima (SIMPER) entre os dois sítios para detectar qual espécie teve maior contribuição na dissimilaridade e calculamos o índice de diversidade de Shannon, (Shannon & Weaver, 1949) para comparar a diversidade entre os dois sítios.

3. RESULTADOS

Amostramos 1.591 indivíduos, distribuídos entre 18 morfotipos, dos quais oito morfotipos ocorreram apenas no sítio queimado, um ocorreu apenas no sítio não queimado e nove ocorreram nos dois sítios (Fig. 2). Os morfotipos mais abundantes no sítio queimado foram 1 (539), 5 (136) e 13 (23), enquanto no sítio não queimado os morfotipos de maior abundância foram 5 (537), 9 (189) e 11 (37). As abundâncias não diferiram entre os dois sítios (teste *t* de Student; $p = 0,97$). No entanto, a composição de espécies diferiu entre os dois sítios (ANOSIM; $p = 0,03$) e a dissimilaridade entre eles foi de 68,67%, (SIMPER). De acordo com essas análises, no sítio queimado, os morfotipos 1 e 5 representaram em média 2,52 e 2,33 da contribuição dissimilaridade da comunidade, enquanto no sítio não queimado os morfotipos 5, 9 e 12 contribuíram com 5,04, 1,66 e 1,09, respectivamente para a contribuição na dissimilaridade. Os índices de diversidade de Shannon foi de $H' = 1,14$ para o sítio queimado e de $H' = 1,01$ para o não queimado.

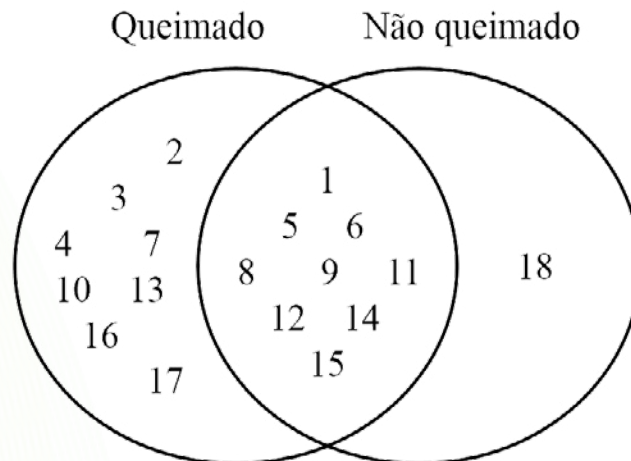


Fig. 2. Diagrama de Venn representando a exclusividade e o compartilhamento de morfotipos (números) de formigas entre sítio queimado e não queimado de Cerrado, no Parque do Bacaba, Mato Grosso, Brasil.

4. DISCUSSÃO

Abundância de indivíduos

A abundância de indivíduos não foi alterada com a passagem do fogo e acreditamos que essa ausência de efeito se deve a proximidade entre os dois sítios, que tornou possível, uma recolonização de espécies no sítio queimado vindas do sítio não queimado (Maia, 2015). Contudo destacamos que as mudanças criadas pelo fogo na estrutura do habitat e na disponibilidade de recursos, podem alterar a dinâmica das interações na comunidade (Corrêa et al., 2006; Souza, 2015). Consequente pode levar ao declínio populacional e extinção de espécies, caso ocorram queimadas frequentes (Rosa, 2020).

Composição de espécies

O maior número de espécies exclusivas no sítio queimado ($n = 8$) do que no sítio não queimado ($n = 1$), pode ser explicada pelo processo de sucessão secundária que normalmente ocorre em ambientes pós perturbação (Hoffmann, 2003; Andersen et al., 2014). Por exemplo, Silva (2015), estudando a composição de comunidades de formigas em Campos Rupestres ao longo de dois anos, registrou a entrada de novas espécies imediatamente após as queimadas, com substituição (turnover) gradual de espécies ao longo do tempo, até a estabilização da composição ao final do período de observação. Nós mostramos ainda, que apesar da baixa similaridade (ANOSIM) entre os sítios queimado e não queimado, cerca de metade dos morfotipos, foram comuns aos dois sítios. Isso pode ser justificado, devido principalmente a proximidade entre os sítios, sugerindo que eles apresentavam semelhanças na sua composição original de espécies antes mesmo da passagem do fogo, e que as mantiveram em parte pós queimada (Maia, 2015).

Apenas os morfotipos 1 e 5 contribuíram decisivamente para a dissimilaridade entre os dois sítios, pois foram abundantes apenas no sítio queimado. Esses morfotipos são categorizados como formigas cortadeiras espécies dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex* e ocorrem em alta abundância pós fogo (Rao, 2000), tanto no Cerrado (Coutinho, 1984; Sousa-Souto et al., 2008; Carvalho et al., 2012),

como em outros biomas brasileiros (Meyer et al., 2009; Carvalho et al., 2012; Chaves, 2018). A alta abundância desses morfotipos no sítio queimado se deve a maior entrada de luz e a produção massiva de folhas jovens e mais palatáveis. No entanto, esses recursos tendem a diminuir com a regeneração da vegetação (Vasconcelos, 2006; Carvalho et al., 2012). Assim, nós acreditamos que as mudanças na abundância das espécies, e conseqüentemente a dissimilaridade entre o sítio queimado e o não queimado seja transitório.

Riqueza e diversidade de espécies

Mostramos aqui um evidente efeito do fogo sobre a riqueza de espécies no sítio queimado, sendo que este conteve 17 dos 18 morfotipos amostrados nos dois sítios e abrigou o elevado número de espécies exclusivas (42% do total). Outros estudos também evidenciaram efeito de curto prazo do fogo sobre o aumento da riqueza de espécies de formigas (Boscardin et al., 2014; Souza et al., 2015; Vasconcelos et al., 2017). De maneira semelhante, a diversidade (medidas pelo índice de Shannon) do sítio queimado foi também um pouco superior àquela do sítio queimado.

Acreditamos que a maior riqueza e diversidade no sítio queimado, ocorrem porque a passagem do fogo cria nichos alimentares temporários, como a rebrota da vegetação que serve de fonte de alimento. Ainda, a complexidade estrutural do ambiente é considerada um dos principais fatores que influenciam a diversidade de formigas. Nesse sentido, distúrbios podem criar uma maior complexidade estrutural nos ambientes, aumentando a disponibilidade de alimentos, o sucesso reprodutivo e garantindo a estabilização populacional (Ratchford et al., 2005; Santos et al., 2008). A diversidade também pode ser moldada pela frequência e intensidade dos distúrbios (Castaño-Meneses & Palacios-Vargas, 2003), em que “periodicidade gera biodiversidade” (Martin & Sapsis, 1992). Sendo assim, queimadas periódicas com baixa frequência e intensidade, tendem a gerar comunidades com maior diversidade (Andersen et al., 2014) e esse parece ser o caso da comunidade de formigas aqui estudada.

5. CONCLUSÃO

Nossas hipóteses de que o fogo no cerrado, causaria a diminuição da abundância de indivíduos, na riqueza e diversidade de espécies foram refutadas, e apenas nossa hipótese de mudança de composição de espécies foi corroborada. Ou seja, evidenciamos que queimadas esporádicas não alteram negativamente a comunidade de formigas como hipotetizamos. Ao contrário, mostramos efeitos positivos do fogo, mas esses resultados devem ser vistos com cautela, pois se referem às repostas em curto prazo de tempo e por isso recomendamos estudos de mais longo prazo.

6. FINANCIAMENTO

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso (PPGEC/ UNEMAT).

7. AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à todas as pessoas que colaboram para o desenvolvimento desse trabalho.

REFERÊNCIAS

- Agosti, D., & Johnson, N. F. (2013). *Antbase*. World Wide Web electronic publication. antbase.org, version (05/2005).
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., De Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Andersen, A. N., Ribbons, R. R., Pettit, M., & Parr, C. L. (2014). Burning for biodiversity: Highly resilient ant communities respond only to strongly contrasting fire regimes in Australia's seasonal tropics. *Journal of Applied Ecology*, 51(5), 1406–1413. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12307>
- Berlinck, C. N., & Batista, E. K. L. (2020). Good fire, bad fire: it depends on who burns. *Flora*, 268, 151610. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151610>
- Bizerril, M. X. A., & Vieira, E. M. (2002). Azteca ants as antiherbivore agents of *Tococa formicaria* (Melastomataceae) in Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 37(2), 145–149. <https://doi.org/10.1076/snfe.37.2.145.8585>
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- Boscardin, J., Costa, E. C., Delabie, J. H. C., & Garlet, J. (2014). Efeito do fogo sobre a riqueza de formigas (Hymenoptera: Formicidae) associadas à *Pinus elliottii* Engelm. no sul do Brasil. *Ciência Florestal*, 24(4), 1027–1036. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53432889022>
- Canedo-Júnior, E. O., Gonçalves Cuissi, R., De Almeida Curi, N. H., Ramos D. G., Lasmar, C. J., Malves, K., & Rodrigues, R. C. (2016). Can anthropic fires affect epigaeic and hypogaeic Cerrado ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in the same way? *Revista de Biología Tropical*, 64(1), 95. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i1.18239>
- Carvalho, K. S., Balch, J., & Moutinho, P. (2012). Influences of leafcutter ant *Atta* spp. (Hymenoptera: Formicidae) on vegetation recovery after fire in Amazonian transitional forest. *Acta Amazonica*, 42(1), 81 – 88. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000100010>
- Castaño-Meneses, G., & Palacios-Vargas, J. G. (2003). Effects of fire and agricultural practices on Neotropical ant communities. *Biodiversity and Conservation*, 12(9), 1913–1919. <https://doi.org/10.1023/A:1024120600816>
- Caúla, R. H., Oliveira-Júnior, J. F., Lyra, G. B., Delgado, R. C., & Heilbron Filho, P. F. L. (2015). Overview of fire foci causes and locations in Brazil based on meteorological satellite data from 1998 to 2011. *Environmental Earth Sciences*, 74(2), 1497–1508. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4142-z>
- Chaves, E., Neto, J. J. de C., & Gomes, L. (2018). Ocorrência de formigas do gênero *Atta* (Hymenoptera: Formicidae) na região norte do Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 19(1), 137–141. <https://doi.org/10.34019/2596-3325.2018.v19.24725>

- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1994). Similarity-based testing for community pattern: the two-way layout with no replication. *Marine Biology*, *118*(1), 167–176. <https://doi.org/10.1007/BF00699231>
- Corrêa, M. M., Fernandes, W. D., & Leal, I. R. (2006). Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em capões do pantanal sul matogrossense: Relações entre riqueza de espécies e complexidade estrutural da área. *Neotropical Entomology*, *35*(6), 724–730. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2006000600002>
- Costa-Milanez, C. B., Ribeiro, F. F., Castro, P. T. A., Majer, J. D., & Ribeiro, S. P. (2015). Effect of fire on ant assemblages in Brazilian cerrado in areas containing vereda wetlands. *Sociobiology*, *62*(4), 494–505. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v62i4.770>
- Coutinho, L. M. (1984). Aspectos ecológicos da saúva no cerrado: a saúva, as queimadas e sua possível relação na ciclagem de nutrientes minerais. *Boletim de Zoologia*, *8*(8), 10-21. <https://doi.org/10.11606/issn.2526-3358.bolzoo.1984.122116>
- Del-Claro, K. (2004). Multitrophic relationships, conditional mutualisms, and the study of interaction biodiversity in tropical savannas. *Neotropical Entomology*, *33*(6), 665–672. <https://doi.org/10.1590/s1519-566x2004000600002>
- Durigan, G. (2020). Zero-fire: Not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, *268*, 151612. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>
- Enright, N. J., Fontaine, J. B., Lamont, B. B., Miller, B. P., & Westcott, V. C. (2014). Resistance and resilience to changing climate and fire regime depend on plant functional traits. *Journal of Ecology*, *102*(6), 1572–1581. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12306>
- Souza, R. F., Anjos, D. V., Carvalho, R., & Del-Claro, K. (2015). Availability of food and nesting-sites as regulatory mechanisms for the recovery of ant diversity after fire disturbance. *Sociobiology*, *62*(1), 1–9. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v62i1.1-9>
- Fittkau, E., & Klinge, H. (1973). On Biomass and Trophic Structure of the Central Amazonian Rain Forest Ecosystem. *Biotropica*, *5*(1), 2–14. <https://doi.org/10.2307/2989676>
- Massochini Frizzo, T. L., Bonizário, C., Borges, M. P., & Vasconcelos, H. L. (2011). Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. *Oecologia Australis*, *15*(2), 365–379. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1502.13>
- Gomes, L., Miranda, H. S., Silvério, D. V., & Bustamante, M. M. C. (2020). Effects and behaviour of experimental fires in grasslands, savannas, and forests of the Brazilian Cerrado. *Forest Ecology and Management*, *458*(November 2019). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117804>
- Hoffmann, B. D. (2003). Responses of ant communities to experimental fire regimes on rangelands in the Victoria River District of the Northern Territory. *Austral Ecology*, *28*(2), 182–195. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01267.x>

- Hoffmann, W. A., Orthen, B., & Vargas Do Nascimento, P. K. (2003). Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. *Functional Ecology*, 17(6), 720–726. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2003.00796.x>
- Lopes, C. T., & Vasconcelos, H. L. (2008). Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling ants in the Brazilian Cerrado. *Neotropical Entomology*, 37(4), 399–405. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2008000400007>
- Maia, M. L. B. (2015). *Efeito do fogo sobre a comunidade de formigas de serapilheira na transição Cerrado-Amazônia*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais.
- Martin, R. E., & Sapsis, D. B. (1992). Incêndios como agentes da biodiversidade: a pirodiversidade promove a biodiversidade. IN: *Anais do simpósio sobre biodiversidade do noroeste da Califórnia*, 29, 150–157.
- Marimon, Jr. B. H., & Haridasan, M. (2005). Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 19(4), 913–926. <https://doi.org/10.1590/s0102-33062005000400026>
- Melo, M. M., & Saito, C. H. (2011). Regime de Queima das Caçadas com Uso do Fogo Realizadas pelos Xavante no Cerrado. *Biodiversidade Brasileira*, 1(2), 97–109.
- Miranda, H. S., Sato, M. N., Neto, W. N., & Aires, F. S. (2009). Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. *Tropical Fire Ecology*, 2, 427–450. https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_15
- Oliveira, P. S., & Freitas, A. V. L. (2004). Ant-plant-herbivore interactions in the Neotropical cerrado savanna. *Naturwissenschaften*, 91(12), 557–570. <https://doi.org/10.1007/s00114-004-0585-x>
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience*, 59(7), 593–601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Pereira, A. C., Oliveira, S. L. J., Pereira, J. M. C., & Turkman, M. A. A. (2014). Modelling fire frequency in a Cerrado savanna protected area. *PLoSOne*, 9(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102380>
- Pereira, M. P. S., Queiroz, J. M., Valcarcel, R., & Mayhé-Nunes, A. J. (2007). Fauna de formigas como ferramenta para monitoramento de área de mineração reabilitada na Ilha da Madeira, Itaguaí, RJ. *Ciência Florestal*, 17(3), 197-204. <http://dx.doi.org/10.5902/198050981951>
- Peternelli, E. F. de O., Lucia, T. M. C., & Martins, S. V. (2004). Espécies de formigas que interagem com as sementes de *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae). *Revista Árvore*, 28(5), 733–738. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622004000500013>
- Pivello, V. R. (2011). The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. *Fire Ecology*, 7(1), 24–39. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>

- Ratchford, J. S., Wittman, S. E., Jules, E. S., Ellison, A. M., Gotelli, N. J., & Sanders, N. J. (2005). The effects of fire, local environment and time on ant assemblages in fens and forests. *Diversity and Distributions*, *11*(6), 487–497. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00192.x>
- Ramos-Neto, M. B., & Pivello, V. R. (2000). Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking management strategies. *Environmental Management*, *26*(6), 675–684. <https://doi.org/10.1007/s002670010124>
- Rao, M. (2000). Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: The potential role of predation. *Journal of Tropical Ecology*, *16*(2), 209–225. <https://doi.org/10.1017/S026646740000136X>
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2008). *As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado*. In *Cerrado: Ecologia e Flora*. Brasília: Embrapa.
- Rocha, E. C., & Dalponte, J. C. (2006). Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de Cerrado em Mato Grosso, Brasil. *Revista Arvore*, *30*(4), 669–678. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622006000400021>
- Romero, H., & Jaffe, K. (1989). A Comparison of Methods for Sampling Ants (Hymenoptera, Formicidae) in Savannas. *Biotropica*, *21*(4), 348. <https://doi.org/10.2307/2388285>
- Rosa, T. F. (2020). *Incêndios de alta intensidade e seus efeitos sobre a comunidade de formigas arborícolas do cerrado*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia-MG.
- Salgado-labouriau, M. L., Casseti, V., Ferraz-vicentini, K. R., Martin, L., Soubi, F., Suguio, K., & T, B. (1997). Late Quaternary vegetational and climatic changes in cerrado and palm swamp from Central Brazil. *Elsevier Palaeo*, *128*(1-4), 215–226. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(96\)00018-1](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(96)00018-1)
- Santos, J. C., Delabie, J. H. C., & Fernandes, G. W. (2008). In an area of Amazonian forest. *Revista Brasileira de Entomologia*, *52*(1988), 82–87. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262008000100015>
- Meyer, S. T., Leal, I. R., & Wirth, R. (2009). Persisting Hyper-abundance of Leaf-cutting Ants (*Atta* spp.) at the Edge of an Old Atlantic Forest Fragment. *Biotropica*, *41*(6), 711–716. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00531.x>
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication. *University of Illinois Press*, *181*(1), 11-15.
- Silva, D. V. A. (2015). *Monitoramento da fauna de formigas em um ecossistema tropical montano em áreas com e sem perturbação por fogo*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais.
- Silva, D. M., Loiola, P. P., Rosatti, N. B., Silva, I. A., Cianciaruso, M. V., & Batalha, M. A. (2001). Os Efeitos dos Regimes de Fogo sobre a Vegetação de Cerrado no Parque Nacional das Emas, GO: Considerações para a Conservação da Diversidade. *Biodiversidade Brasileira*, *1*(2), 26–39. Retrieved from [http://repositorio.bc.ufg.br/xmlui/bitstream/handle/ri/11972/Artigo - Danilo Muniz da Silva - 2011.pdf?sequence=5&isAllowed=y](http://repositorio.bc.ufg.br/xmlui/bitstream/handle/ri/11972/Artigo%20-%20Danilo%20Muniz%20da%20Silva%20-%202011.pdf?sequence=5&isAllowed=y)

- Silva, R. B. V., & Ferreira, F. D. (2003). Alternativas para o teste t com variâncias heterogêneas avaliadas por meio de simulação. *Ciência e Agrotecnologia* 27(1), 185-191. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542003000100023>
- Silvestre, R. (2000). *Estrutura de comunidades de formigas do Cerrado*. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto - SP.
- Sousa-Souto, L., Schoereder, J. H., Schaefer, C. E. G. R., & Silva, W. L. (2008). Ant nests and soil nutrient availability: The negative impact of fire. *Journal of Tropical Ecology*, 24(6), 639–646. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005464>
- Vasconcelos, H. L., Maravalhas, J. B., & Cornelissen, T. (2017). Effects of fire disturbance on ant abundance and diversity: a global meta-analysis. *Biodiversity and Conservation*, 26(1), 177–188. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1234-3>
- Vasconcelos, H. L. (2002). Spatio-temporal variation in the foraging activity of the leaf-cutting Ant (*Atta laevigata*). *Acta Amazonica*, 32(1), 141-154. <https://doi.org/10.1590/1809-43922002321154>
- Vasconcelos, H. L., Vieira-neto, E. H. M., Mundim, F. M., & Bruna, E. M. (2006). In Neotropical Savannas' Roads Alter the Colonization Dynamics of a Keystone Herbivore, *Biotropica*, 38(5), 661–665. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00180.x>
- Vianello, R. L., & Alves, A. R. (2000). Meteorologia básica e aplicações. *Viçosa: UFV*. 448p.
- Walter, B. M. T. (2006). *Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas*. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília.



Armadilha de interceptação de queda e triagem do material

13

COMPOSIÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM CÓRREGO DE CERRADO MATOGROSSENSE

Taynã Fernandes Nunes^{a,*}, Nubia França da Silva Giehl^{b,c}, Fabiano Corrêa^{a,b}

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso, Caixa Postal 08, 78690-000 Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

^bUniversidade do Estado de Mato Grosso, Campus de Nova Xavantina, Rua Prof. Dr. Renato Figueiro Varella, Caixa Postal 08, CEP: 78690-000, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil

^cLaboratório de Ecologia de Bentos, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Antônio Carlos, 6627, Pampulha, Belo Horizonte - MG, 31270-901, Brasil

Autor correspondente

*E-mail para correspondência: taynafnunes@outlook.com

RESUMO

Impactos ambientais resultantes das ações antrópicas têm alterado de forma significativa os ecossistemas aquáticos. O uso de bioindicadores permite analisar os efeitos ecológicos causados por diferentes tipos de poluição, e os macroinvertebrados bentônicos são considerados os melhores indicadores da qualidade de água em ambientes lóticos. A riqueza e a composição de alguns grupos de insetos podem ser alteradas devida as modificações no ambiente devido a isso o nosso objetivo foi analisar a riqueza e abundância das ordens Ephemeroptera, Heteroptera e Odonata ao longo de um gradiente longitudinal em um Córrego de Cerrado. As coletas foram realizadas no Córrego Salgadinho no município de Nova Xavantina, com amostragens em substratos marginais a cada 5m ao longo de uma transeção de 100m. Foi utilizado Test *t* de estudante para avaliar a abundância e riqueza de gêneros, e ANOSIM para analisar a composição. Foram coletados 225 indivíduos sendo a Ordem Ephemeroptera a mais representativa. A composição e abundância não diferiram entre as porções abaixo e acima da ponte, porém a riqueza apresentou ser maior na porção acima da ponte. A riqueza apresentada acima da ponte pode ser devida a mata está mais conservada e abaixo está bem poluído, tais fatores podem ter influência sobre essas comunidades aquáticas. Uma análise mais ampla deste ambiente pode nos dar melhor compreensão dos requerimentos ecológicos de tais indivíduos neste local, e conhecer os aspectos ecológicos dessas ordens podem nos auxiliar com planos de manejo e conservação de córregos.

Palavras-chave: Insetos aquáticos, Comunidade, Bioindicadores, Poluição

1. INTRODUÇÃO

Os impactos ambientais resultantes de ações antropogênicas têm alterado de forma significativa os ecossistemas aquáticos (Callisto et al., 2001; Bortoluzzi et al., 2007), entre estes impactos podemos citar as construções de barragens, o uso inadequado do solo próximo a mananciais, as atividades agropecuárias, assim como lançamentos de efluentes domésticos (Callisto, 2005). Tal impacto dificulta a utilização da água nesses ecossistemas pelos seres humanos, além disso, pode aumentar os casos de enfermidades por doenças de veiculação hídrica (Cardoso, 2013; Corgosinho et al., 2004), como a esquistossomose causada por caramujos, sendo um fato preocupante para a saúde pública (Barbosa et al., 2016).

O aumento populacional acarreta o aumento na produção de lixo e resíduos sólidos, que são jogados ou carreados pelas chuvas para os rios (Barbosa, 2014), onde muitos invertebrados de água doce passam parte de seu ciclo de vida no ambiente aquático e parte no ambiente terrestre, como por exemplo, os Coleoptera, Odonata, Diptera e muitos outros e são afetados por esse tipo de poluição. Além disso, as alterações na qualidade de água resultantes de ações antropogênicas reduzem de forma significativa a biodiversidade aquática de peixes, moluscos e de insetos, afetando diretamente a estruturação trófica da comunidade aquática.

O uso de biondicadores permite analisar os efeitos ecológicos causados por diferentes tipos de poluição, onde os organismos aquáticos são os que respondem melhor as alterações nas condições ambientais (Callisto et al., 2001). Devido a isso o conhecimento de organismos aquáticos é de fundamental importância, pois a presença e/ou ausência servem como indicadores de qualidade ambiental a longo prazo dos atributos da água (Straskraba & Tundisi, 2000). Os macroinvertebrados bentônicos são considerados como os melhores indicadores da qualidade de água em ambientes lóticos por possuírem características sésseis, ciclo de vida relativamente longo, diversidade taxonômica elevada (Callisto et al., 2001; Milesi et al., 2008), e devido essas características físicas e morfológicas são comumente utilizados como biondicadores (Remor et al., 2014).

Os macroinvertebrados bentônicos referem-se à fauna de invertebrados, constituída por diversos táxons como, Arthropoda, Mollusca, Annelida e Platyhelminthes, dentre outros (Mäenpää et al., 2003), e podem habitar fundos de corredeiras, riachos, rios, lagos e represas (Silveira, 2004). Dentre estes predominam as larvas de insetos aquáticos, que são organismos eficientes na avaliação e monitoramento de impactos de atividades antropogênicas em ecossistemas aquáticos continentais (Goulart & Callisto, 2003), principalmente porque em condições ambientais específicas, alguns grupos são mais resistentes, enquanto outros são dominantes, sensíveis, raros ou ausentes (Abílio et al., 2007).

Algumas ordens são mais sensíveis frente a diversas alterações, dentre estes temos os ephemeropteras, as odonatas e os heteropteras que estão entre os grupos do que mais se destacam em pesquisas de bons indicadores (Abilio et al., 2007; Ferreira, 2015). A ordem Ephemeroptera constitui o grupo mais antigo dentre os insetos alados, costumam viver em ambientes lênticos e lóticos, com diversidade maior em rios de cabeceira com fundo rochoso (Salles et al. 2004). Se alimentam basicamente de material vegetal como algas unicelulares além de detritos, incluindo material vegetal alóctone (Mariano, 2007), e servem de alimento para uma série de predadores, como outros insetos e peixes, representam um importante elo na cadeia trófica dos ambientes aquáticos (Salles et al., 2004). Essa ordem é constituída por 10 famílias, 68 gêneros e 211 espécies, e para o estado de Mato Grosso são registradas cinco famílias 20 gêneros e 25 espécies (Da-Silva et al., 2010; Salles, 2010).

A ordem Odonata é popularmente conhecida como libélula, cambito, lavadeira, são considerados insetos hemimetabólicos com fase adulta terrestre-aéreo e imaturos aquáticos. Possuem hábitos diurnos e alguns crepusculares (Costa et al., 2012). Por ser uma Ordem de grande potencial indicador ela pode ser utilizada tanto em estudos de impacto ambiental quanto em estudos sobre priorização de conservação (Pinto et al., 2012; Monteiro-Júnior et al., 2013; Juen et al. 2014). No Brasil, são conhecidas cerca de 828 espécies, distribuídas em 14 famílias e 140 gêneros,

esse número deve ser substancialmente maior (Costa et al., 2012). A ordem Heteroptera contém aproximadamente 4.810 espécies descritas para o mundo (Polhemus & Polhemus, 2008), na América do Sul são conhecidas cerca de 890 espécies e no Brasil são descritas 479 distribuídas em 15 famílias e 66 gêneros nas infraordens Gerromorpha e Nepomorpha (Moreira et al., 2011). Na região de Mato Grosso são descritas 67 morfoespécies segundo Dias-Silva et al. (2010), é um grupo predador, encontrado em todos os ambientes (Neri et al., 2005), remansos de rios, riachos, lagos e pântanos com baixa resistência a correntezas rápidas (Dias-Silva, 2013). Os heterópteros aquáticos apresentam rápida capacidade de resposta frente a alterações ambientais (Souza et al., 2006), condição que os tornam objeto de interesse em monitoramentos biológicos.

Devido a todas essas exigências ecofisiológicas, a riqueza e a composição destes grupos de insetos, objetivamos analisar a riqueza e abundância das ordens Ephemeroptera, Heteroptera e Odonata ao longo de um gradiente longitudinal no Córrego Salgadinho, com a seguinte pergunta: O lixo jogado abaixo da ponte pode alterar a composição dessas comunidades? Testando as seguintes hipóteses (i) a área acima da ponte vai apresentar maior composição de espécies (ii) existe variação na riqueza e abundância na porção acima e abaixo da ponte.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O presente estudo foi realizado no Córrego Salgadinho coordenada S 14° 40' 43,6" W 052° 21' 53.0", município de Nova Xavantina, ao lado direito do Rio das Mortes, próximo ao centro da cidade. Sua nascente é localizada na Fazenda Nossa Senhora do Carmo, com aproximadamente 12 km de extensão e 8 km de porção perene (Silva, 2001). O córrego atravessa propriedades particulares desde a nascente até sua foz (Zilmer, 2007), sendo considerado um córrego de 3° ordem segundo critérios do curso d'água proposto por Horton (Guerra & Cunha, 1995). A região possui clima do tipo tropical de savana do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen, com precipitação média anual de 1500 mm de chuva, com temperatura média anual de 27 °C (Valente, 2006). Possui duas estações bem distintas marcadas por um inverno seco que ocorre entre os meses de maio a setembro e um verão chuvoso de outubro a abril (Rossete & Ivanuscas, 2001; Peel et al., 2007).

Coleta de Dados

Os dados foram coletados na área acima e abaixo de onde a ponte está localizada (Figura 1), onde a porção abaixo é uma área mais aberta, com solo mais argiloso e presença de lixo acumulado, aparentando ser um ambiente lântico (Fig. 2), enquanto a porção acima apresenta mata de galeria mais conservada, o substrato mais grosso e arenoso (Fig. 3). Para a realização do estudo foram determinados 20 seguimentos de 5 metros cada totalizando uma transeção de 100 metros, sendo 10 deles abaixo da ponte e 10 acima da ponte. Coletamos o substrato (três subamostras a cada cinco metros) com coador de 18 cm de diâmetro e malha de 0,250 µm (Ferreira-Peruquete & De marco, 2002) modificado para coletas bentônicas por (Cabette et al. 2010). Triamos o material biológico em

campo com auxílio de pinças e bandejas que foi conservado em álcool a 85% (Fig. 4). No laboratório os espécimes foram identificados com auxílio de lupas e chaves de identificação especializadas (Nieser & Melo, 1997; Costa et al., 2003; Moreira et al., 2011; Domínguez et al., 2006; Mariano, 2007; Dias et al., 2007; Souza et al., 2007) até o nível de gênero (Fig. 5).



Fig. 1. Ambientes amostrados no Córrego Salgadinho no município de Nova Xavantina – MT, Brasil.
A – Porção acima da ponte; B – Porção abaixo da ponte;



Fig. 2. Porção do Córrego Salgadinho localizada abaixo da ponte, onde podemos observar a presença de lixo.



Fig. 3. Porção do Córrego Salgadinho localizada acima da ponte.



Fig. 4. A e E – Triagem do material em campo; B – Material biológico; C – Coleta das subamostras; D – material utilizado para coleta bandeja, piceta e coador.

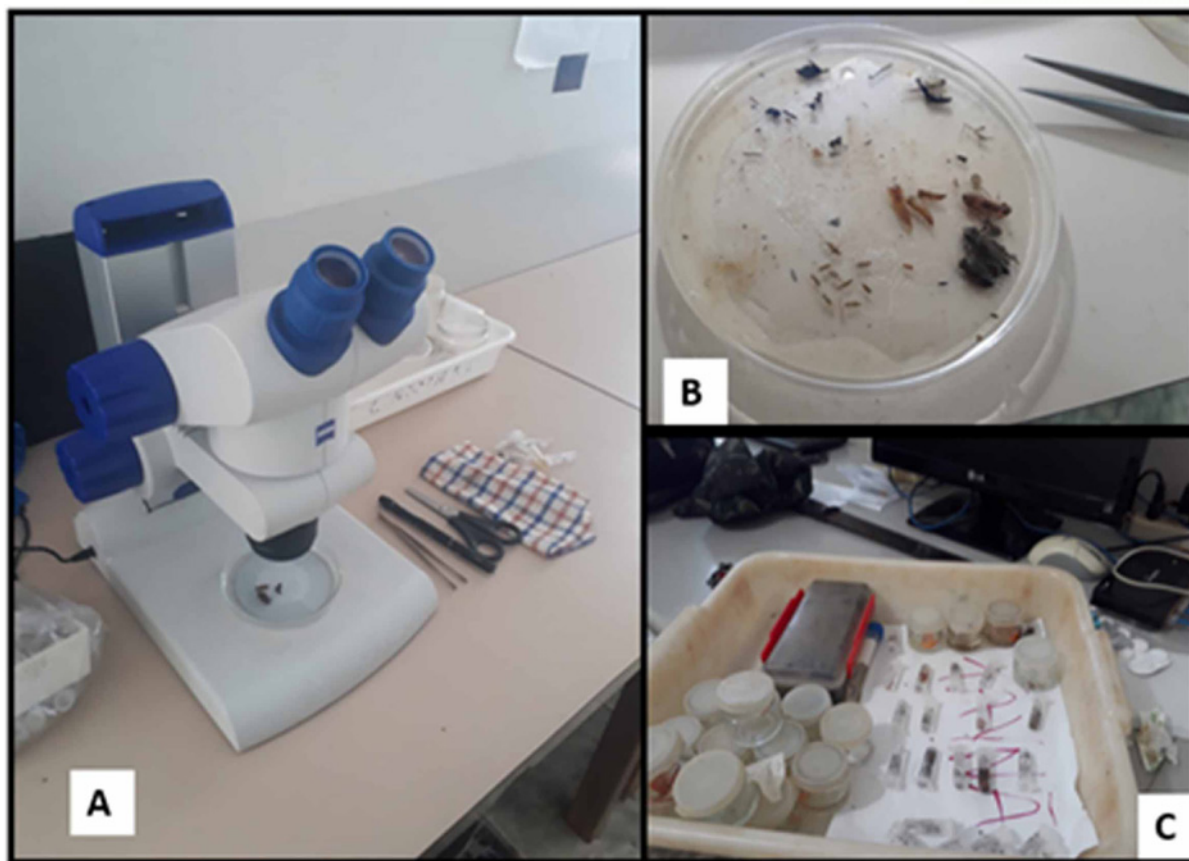


Fig. 5. Identificação dos espécimes em laboratório, A - Lupa estereomicroscópica; B – Macroinvertebrados na placa de petri; C – Macroinvertebrados nos vidros para identificação e nos eppendorfs após a identificação.

Análise dos dados

Para avaliar a variação da abundância e riqueza entre as porções foi realizado um Test *t* de student (Zar, 2010) usando como variável resposta a abundância e a riqueza e como variável preditora as porções do córrego. A similaridade na composição dos macroinvertebrados foi testada por meio da ANOSIM medida de simetria que é comumente utilizada para expressar diferenças em estruturas de comunidades, usando a matriz de *Bray-Curtis* (matriz de abundância de espécies), na linguagem R, pacote *vegan* (R Core Team, 2014).

3. RESULTADOS

Coletamos um total de 225 indivíduos, distribuídos nas seguintes ordens: Ephemeroptera com 150 indivíduos, Hereroptera com nove e Odonata com 66. Os gêneros mais abundantes encontrados foram pertencem a ordem Ephemeroptera (Caenis = 61, Traveryphe = 42 e Tricorythodes = 23). Heteroptera apresentou baixa riqueza e baixa abundância comparada as outras ordens de insetos, os gêneros mais representativos da ordem Odonata foram Argia, Gynothemis e Progomphus (n = 12, n = 11, n = 10, respectivamente; Tabela 1).

Tabela 1. Gêneros das Ordens Ephemeroptera, Heteroptera e Odonata do Córrego Salgadinho município de Nova Xavantina – Mato Grosso, Brasil.

Ordem/Gênero	Abaixo	Acima	Total
Ephemeroptera			
Caenis	32(35,6)	29(21,5)	61(27,1)
Callibaetis		1(0,7)	1(0,4)
Cleoeodes	3(3,3)	4(3)	7(3,1)
Farrodes	2(2,2)	5(3,7)	7(3,1)
Miroculis		7(5,2)	7(3,1)
Traveryphes	5(5,6)	37(27,4)	42(18,7)
Tricorythodes	7(7,8)	16(11,9)	23(10,2)
Ulmeritoides	1(1,1)	1(0,7)	2(0,9)
Heteroptera			
Limnocoris	2(2,2)	2(1,5)	4(1,8)
Martarega	1(1,1)	2(1,5)	3(1,3)
Rhagovelha		2(1,5)	2(0,9)
Odonata			
Acanthagrion	3(3,3)		3(1,3)
Argia	4(4,4)	8(5,9)	12(5,3)
Elga	5(5,6)	4(3)	9(4)
Epipleuneura	1(1,1)		1(0,4)
Gynothemis	5(5,6)	6(4,4)	11(4,9)
Hetaerina		1(0,7)	1(0,4)
Macrothemis	6(6,7)	3(2,2)	9(4)
Perithemis	2(2,2)		2(0,9)
Phyllocycla	4(4,4)		4(1,8)
Phyllogomphoides	1(1,1)		1(0,4)
Progomphus	3(3,3)	7(5,2)	10(4,4)
Tibiogomphus	3(3,3)		3(1,3)
Total	90	135	225

Não encontramos evidências que a abundância da porção acima da ponte difere da porção abaixo da ponte ($t = 0,906$; $p = 3,888$) (Fig. 6). No entanto a nossa hipótese sobre a riqueza foi suportada, encontramos uma riqueza maior na porção acima da ponte do que na porção abaixo da ponte ($t = 2.394$; $p = 0.040$) (Fig. 7). Já para a análise de similaridade (ANOSIM) observamos que a composição não altera nas porções abaixo e acima da ponte ($R = 0,060$; $p = 0.198$).



Fig. 6. Abundância das Ordens Ephemeroptera, Heteroptera e Odonata no Córrego Salgadinho município de Nova Xavantina – MT, Brasil.

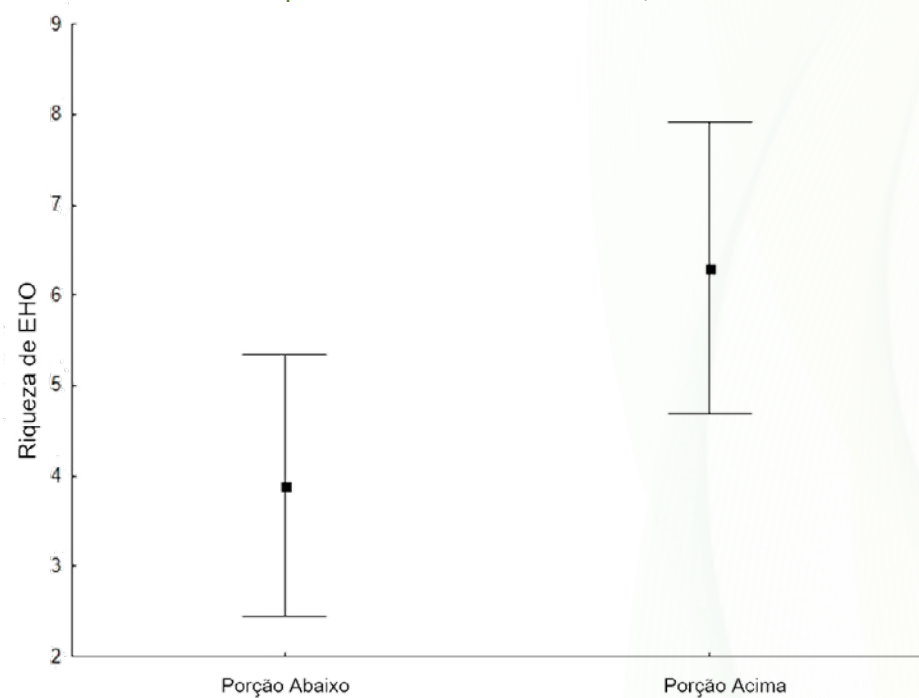


Fig. 7. Riqueza das Ordens Ephemeroptera, Heteroptera e Odonata no Córrego Salgadinho município de Nova Xavantina – MT, Brasil.

4. DISCUSSÃO

O ambiente está sendo influenciado de alguma forma pelas pressões ocasionadas por poluição ambiental dentre estas, o lixo jogado no local. Esse lixo pode estar afetando essa ordem específica de insetos, já que são considerados bioindicadores de distúrbios físicos em riachos, e são fortemente

dependentes da vegetação riparia (Dias-Silva, 2010), além disso para essa ordem de insetos existem espécies consideradas raras/ou espécies sensíveis ao meio ambiente (Dias-Silva, 2020). De fato, os impactos antropogênicos causam alterações na estrutura física (Couceiro et al., 2012) e na qualidade da água (Vörösmarty et al., 2010), onde espécies diferentes possuem sensibilidade e respostas variadas ao estresse (Kovalenko et al., 2014), além disso variações no ambiente pode atingir as comunidades em escalas espaciais e temporais (Giehl et al., 2019). Contudo, a tolerância de comunidades ou de populações a modificações do ambiente ainda é pouco conhecida e precisa ser mais bem identificada em grupos de insetos aquáticos como os heteropteras (Cardoso & Novaes, 2013).

Se ocorrer quaisquer degradações na qualidade da água, a tendência é que haja uma redução de espécies consideradas sensíveis, seguidos por tolerantes (Passos, 2016), ou seja, um corpo hídrico que tenha má qualidade de água contará com organismos tolerantes, no entanto, quando a qualidade da água está boa, conterà tanto espécies sensíveis como as tolerantes e as resistentes (Moreno & Callisto, 2010). Qualquer alteração nas variáveis ambientais pode interferir na composição e distribuição de organismos aquáticos (Weigel et al., 2003). A maior riqueza apresentada acima da ponte pode estar associada a maior conservação da mata ciliar, enquanto abaixo possui maior quantidade de poluentes. As matas ciliares são consideradas como cílios d'água devido sua função protetora (Lacerda & Barbosa, 2018), a vegetação natural que existe ao longo dos rios funciona como obstáculo natural ao escoamento da água, evitando o carreamento de partículas sólidas para dentro da água (Chabaribery et al., 2008).

No trabalho de Castro et al. (2012), ele ressalta a importância de preservar as matas ciliares, vários animais sobrevivem devida a existência desse tipo de vegetação, pois ela serve de abrigo e refúgio. Ela atua protegendo de forma indireta a fauna aquática (Vilela et al., 1995) e a falta dela ocasionará poluição nos rios que pode levar a morte de organismos aquáticos como peixes e insetos. Além disso a ausência da cobertura vegetal altera as condições locais que pode ocasionar na maioria das vezes desequilíbrio ecológico (Mocellin, 2014), dentre tais motivos, é importante a conservação e a recuperação de matas ciliares, o que a torna de grande importância para o equilíbrio do ecossistema (Ferreira & Dias, 2004).

A área acima da ponte não apresentou composição diferente da porção abaixo da ponte, refutando nossa primeira hipótese. Porém encontramos uma variação na riqueza na porção acima da ponte, mas essa variação não ocorre quando analisamos abundância, o que corrobora nossa segunda hipótese. Uma análise mais ampla deste ambiente poderia ser interessante para termos melhores compreensão dos requerimentos ecológicos de tais indivíduos. Conhecer os aspectos ecológicos dessas ordens estudadas podem auxiliar em planos de manejo e conservação de córregos como esse que passam por perturbações por decorrência humana, além de aumentar o conhecimento faunístico regional.

REFERÊNCIAS

- Abílio, F. J. P., Ruffo, T. L. de M., Souza, A. H. F. F., Florentino, H. S., Junior, E. T. O., Meireles, B. N., & Santana, A. C. D. (2007). Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. *Oecologia Brasiliensis*, 11(3): 397-409.
- Barbosa RP, 2014. *Avaliação do Risco do Impacto Ambiental*. 1 ed. São Paulo. Erica.
- A. H. S. Barbosa., Silva, C. S. P., Araújo, S. E., Lima, T. B. B., & Dantas, I. M. (2016). Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do rio apodi-mossoró. *Holos*, 32(7): 121-132.
- Bortoluzzi, L., Carvalho, A. V., Castillo, A., Querol, E., & Querol, L. M. (2007). Anomuros do gênero *Aegla* no arroio Imbaá. *Biodiversidade Pampeana*, 5: 9-13.
- Cabette, H. S. R., Giehl, N. F. S., Dias-Silva, K., JÜEN, L., & Batista, J. D. (2010). *Distribuição de Nepomorpha e Gerromorpha (Insecta: Heteroptera) da Bacia do Rio Suiá-Miçú, MT: riqueza relacionadas à qualidade de água e de habitat*. In: José Eduardo Santos; Carla Galbiati. (Org.). Gestão e Educação ambiental Água, Biodiversidade e Cultura. São Carlos: v. 2, p. 113-137.
- Callisto, M., Moretti, M., & Goulart, M. D. C. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1), 71-82. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v6n1.p71-82>
- Callisto, M, Gonçalves, J. F., & Moreno, P. (2005). *Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores*. In: Goulart, E.M.A. (Eds). Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais, p 555-567.
- Cardoso, R. S., & Novaes, C. P. (2013). Variáveis limnológicas e macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, 1(5), 16-35. <http://dx.doi.org/10.17271/23188472152013510>
- Chabaribery, D., Monteiro, A. V. V. M., Silva, J. R., & Ramos, S. F. (2008). Avaliação do processo de implantação de projetos demonstrativos para a recuperação de matas ciliares no estado de São Paulo. *Revista de Economia Agrícola*, 55(1): 89-105.
- Castro D, 2012. *Práticas para restauração da mata ciliar*. Castro, D., Mello, R. S. P., & Poester, G. C. (Orgs). Porto Alegre: Catarse – Coletivo de Comunicação, 60p.
- Corgosinho, P. H. C., Calixto, L. S. F., Fernandes, P. L., Gagliardi, L. M., & Balsamão, V. L. P. (2004). Diversidade de habitats e padrões de diversidade e abundância do bentos ao longo de um afluente do reservatório de Três Marias, MG. *Arquivos do Instituto Biológico*, 71(2):227-23.
- Costa, J. M., Santos, T. C., & Oldrinl, B. B. (1792). Odonata Fabricius 245-256 p. In: Rafael, J. A., Melo, G. A. R., Carvalho, C. J. B., Casari, A. S., & Constantino, R. 2012. *Insetos do Brasil. Diversidade e Taxonomia*. Ribeirão Preto: *Holos* 810p.
- Costa, J. M., Souza, L. O. I., & Oldrine, B. B. (2003). Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas de odonata do Brasil. *Publicações Avulsas do Museu Nacional*, 99, 3-42.

- Costa, J. M., Santos, T. C., & Oldrini, B. B. (2012). Odonata Fabricius, 1792. 245-256p. In: J Rafael, J. A., Melo, G. A. R., Carvalho, C. J. B., Casari, A. S., & Constantino, R. (Eds.), *Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia*, Ribeirão Preto. *Holos*, 810p.
- Couceiro, S. R. M., Hamada, N., Forsberg, B. R., Pimentel, T. P., & Luz, S. L. B. (2012). A Macroinvertebrate Multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18: 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>
- Cunha, E. J., de Assis Montag, L. F., & Juen, L. (2015). Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators*, 52, 422–429. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.024>
- Da-silva, E. R., Nessimian, J. L., & Coelho, L. B. N. (2010). Leptophlebiidae ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil: habitats, meso-habitats e hábitos das ninfas (Insecta: Ephemeroptera). *Biota Neotropica*, 10(4), 87-93. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000400012>
- Dias, L. G., Molineri, C., & Ferreira, P. S. F. (2007). Ephemeroptera (Insecta: Ephemeroptera) do Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 47(19), 213-244. <https://doi.org/10.1590/S0031-10492007001900001>
- Dias-Silva, K., Cabette, H. S. R., Juen, L., & Marco Jr, P. De. (2010). The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semiaquatic Heteroptera. *Zoologia*, 27(6), 918–930. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000600013>
- Dias-Silva, K., Cabette, H. S. R., Giehl, N. F. S., & Juen, L. (2013). Distribuição de Heteroptera Aquáticos (Insecta) em Diferentes Tipos de Substratos de Córregos do Cerrado Matogrossense. *EntomoBrasilis*, 6(2)132-140. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v6i2.302>
- Dias-Silva, K., Brasil, L. S., Cabette, H. S. R., veloso, G. K. O., & Juen, L. (2020). Land use change causes environmental homogeneity and low beta-diversity in Heteroptera of streams. *Annales de Limnologie-Journal International de Limnologie*, 56: 1-9. <https://doi.org/10.1051/limn/2020007>
- Dominguez, E., Molineri, C., Pescador, M. L., Hubbard, M. D., & Nieto, C. (2006). *Ephemeroptera of South America. In Aquatic biodiversity in Latin America* (J. Adis, J.R. Arias, G. Rueda-Delgado & K.M. Wantzen, ed.). Pensoft, Sofia, 646p.
- Ferreira, D. A. C., & Dias, H. C. T. (2004). Situação atual da mata ciliar do ribeirão São Bartolomeu em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, 28(4), 617-623. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622004000400016>
- Ferreira-Peruquetti, P. S., & De Marco, P. (2002). Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(2), 317–327. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000200002>
- Ferreira, V. R. S. (2015). *Riqueza e composição de anisoptera (odonata) entre veredas alteradas e conservadas do cerrado*. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade do Estado de Mato Grosso, Faculdade de Ciências Agrárias, Biológicas e Sociais Aplicadas. Nova Xavantina – MT.

- Giehl, N. F. S., Brasil, L. S., Dias-Silva, K., Nogueira, D. S., & Cabette, H. S. R. (2019). Environmental Thresholds of Nepomorpha in Cerrado Streams, Brazilian Savannah. *Neotropical Entomologi*, 48:186–196. <https://doi.org/10.1007/2Fs13744-018-0632-5>
- Goulart, M. D., & Callisto, M. (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista FAPAM*, 2(1), 153-164.
- Guerra, A. J. T., & Cunha, S. B. (1995). *Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos*. 2. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 474p.
- Juen, L., Oliveira Junior, J. M. B., Shimano, Y., Mendes, T. P., & Cabette, H. S. R. (2014). Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono Cerrado-Floresta Amazônica. *Acta Amazonica*, 44(2), 223–233. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000200008>
- Kovalenko, K. E., Brady, V. J., Brown, T. N., Ciborowski, J. J. H., Danz, N. P., Gathman, J. P., Host, G. E., Howe, R. W., Johnson, L. B., Niemi, G. J., & Reavie, E. D. (2014). Congruence of community thresholds in response to anthropogenic stress in Great Lakes coastal wetlands. *Freshwater Science*, 33(3), 958–971. <https://doi.org/10.1086/676913>
- Lacerda, A. V., & Barbosa, F. M. (2018). Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de mata ciliar no semiárido paraibano, Brasil. *Gaia Scientia*, 12(2), 34-43. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2018v12n2.35719>
- Mariano, R., & Froehlich, C. G. (2007). Ephemeroptera. In: *Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. Froehlich, C.G. (org.).
- Mäenpää, K. A., Sormunen, A. J., & Kukkonen, J. V. (2003). Bioaccumulation and toxicity of sediment associated herbicides (ioxynil, pendimethalin and bentazone) in *Lumbriculus variegates* (Oligochaeta) and *chironomus riparius* (Insecta). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(3), 398-410. [https://doi.org/10.1016/s0147-6513\(03\)00010-1](https://doi.org/10.1016/s0147-6513(03)00010-1)
- Milesi, S. V., Biasi, C., Restello, R. M., & Hepp, L. U. (2008). Efeito de metais cobre (Cu) e Zinco (Zn) sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do sul do Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 30(3), 283-289. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v30i3.677>
- Mocellin, G. M. (2014). *Conscientização da importância da mata ciliar no ensino fundamental na região rural do município de Colombo/PR*. Monografia (Especialização em Ensino de Ciências). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 55p.
- Couceiro, S. R. M., Hamada, N., & Juen, L. (2013). Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *International Journal of Odonatology*, 16(2), 135–144. <https://doi.org/10.1080/13887890.2013.764798>
- Moreira, F. F. F., Barbosa, J. F., Ribeiro, J. R. I., & Alecrim, V. P. (2011). Checklist and distribution of semiaquatic and aquatic Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) occurring in Brazil. *Zootaxa*, 2958, 1-74.

- Moreno, P., & Callisto, M. (2010). Insetos aquáticos indicam saúde de cursos d'água. *Scientific American Brasil*, 99(9), 72-75.
- Neri, D. B., Kotzian, C. B., & Siegloch, A. E. (2005). Composição de Heteroptera aquáticos e semi-aquáticos na área de abrangência da U.H.E Dona Francisca, RS, Brasil: fase de pré-enchimento. *Iheringia*, 95(4), 421-429. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212005000400013>
- Nieser, N., & Melo, A. L. (1997). *Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais: guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha*. Belo Horizonte, Ed. UFMG, 180p.
- Passos, G. A. (2016). Bioindicadores de qualidade da água: uma ferramenta para perícia ambiental criminal. São Paulo, *Acta de Ciências e Saúde*, 1(1):1-5. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v6e32017165-180>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrological Earth Systems Science Discussion*, 11(5), 439–473. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pinto, N. S., Juen, L., Cabette, H. S. R., & De Marco, P. J. (2012). Fluctuating Asymmetry and Wing Size of *Argia tinctipennis* Selys (Zygoptera: Coenagrionidae) in Relation to Riparian Forest Preservation Status. *Neotropical Entomology*, 41(3), 178–185. <https://doi.org/10.1007/s13744-012-0029-9>.
- Polhemus, J. T., & Polhemus, D. A. (2008). Diversidade global de bugs verdadeiros (Heteroptera; Insecta) em água doce. *Hydrobiologia*, 595: 379–391.
- R Core Team (2014). A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Temor, M. B., Hermoso, M., Sgarbi, L. F., Prestes, T. M. V., Camara, C. D., & Model, K. J. 2014. Qualidade da água do Rio das Pedras utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR*, 17(2), 121-129. <https://doi.org/10.25110/arqvet.v17i2.4930>
- Rossete, N. A., & Ivanauskas, N. M. (2001). *Mapeamento do meio físico e da vegetação da Reserva Biológica Municipal "Mário Viana" Nova Xavantina – MT*. In: Livro de Resumos do Congresso de Ecologia do Brasil, 2001. Porto Alegre.
- Salles, F.F., Silva, E. R., Hubbard, M., & Serrão, J. E. (2004). As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. *Biota Neotropica*, 4(2), 1-34. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032004000200011>.
- Salles, F. F., Boldrini, R., Shimano, Y., & Cabette, H. S. R. (2010). Review of the genus *Aturbina* Lugo-Ortiz & McCarrferty (Ephemeroptera: Baetidae). *Annales de Limnologie*, 47(1), 21-44. <https://doi.org/10.1051/limn/2010100>
- Silva, C. A. (2001). *Levantamento e morfometria de camarões (CORIDEA DANAE, 1852) do Riacho Salgadinho em Nova Xavantina-MT*. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina 30f.

- Silveira, M. P. (2004). *Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios*. 1. ed., Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente. 68p.
- Souza, M. A. A., Melo, A. L., & Vianna, G. J. C. (2006). Heterópteros aquáticos oriundos do Município de Mariana, MG. *Neotropical Entomology*, 35(6), 803–810. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2006000600013>
- Souza, L. O. I., Costa, J. M., & Oldrini, B. B. (2007). *Odonata*. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.).
- Straskraba, M., & Tundisi, J. G. (2000). *Gerenciamento da qualidade de águas de represas*. 3ed. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. São Carlos. Ilac, 280p.
- Valente, C. R. (2006). *Caracterização geral e composição florística do Cerrado*. In Guimarães L D, Silva MAD & Anacleto TC. (Eds.), *Natureza viva Cerrado: Caracterização e Conservação*. Goiânia: UCG. p.19:44.
- Vilela, E. A., Oliveira-Filho, A. T., Carvalho, D. A., & Gavilanes, M. L. (1995). Flora arbustivo-arbórea de um fragmento de mata ciliar no alto rio grande, Itutinga, Minas gerais. *Acta Botanica Brasilica*, 9(1), 87-100. <https://doi.org/10.1590/S0102-33061995000100003>.
- C. J. Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555–561. <https://doi.org/10.1038/nature09549>
- Weigel, L.M., Clewell, D. B., Gill, S. R., Clark, N. C., McDougal, L. K., Flannagan, S. E., Kolonay, J. F., Shetty, J., Killgore, G. E., & Tenover, F. C. (2003). Genetic analysis of a high-level vancomycin-resistant isolate of *Staphylococcus aureus*. *Science*, 302, 1569-71. <https://doi.org/10.1126/science.1090956>.
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical Analysis*. 4. ed. New Jersey: Pearson, Upper Saddle River, 944p.
- Zillmer, T. A., Varella, R. F., & Rossete, N. A. (2007). *Avaliação de algumas características físico-químicas da água do Ribeirão Salgadinho, Nova Xavantina- MT*. *Holos Environment*, 7(2), 123-138. <https://doi.org/10.14295/holos.v7i2.1382>

SOBRE OS ORGANIZADORES



FABIANO CORRÊA

Possui graduação em Ecologia pela Universidade Católica de Pelotas (UCPel), especialização em Ecologia Aquática Costeira e mestrado em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Federal do Rio Grande (FURG), e doutorado em Zootecnia/Recursos Pesqueiros pela Universidade Federal de Pelotas (UFPel). Atualmente é Professor Visitante Especial, docente do curso de Licenciatura Plena em Ciências Biológicas e do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT-NX), atuando nas linhas de pesquisa em ecologia de peixes e ecologia trófica de vertebrados.



EDDIE LENZA DE OLIVEIRA

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU), mestrado e doutorado em Ecologia pela Universidade de Brasília (UnB). Atualmente é professor do Curso de Licenciatura Plena em Ciências Biológicas e do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT-NX). Tem experiência na área de ecologia vegetal, com ênfase em ecologia de comunidades vegetais do Cerrado e de áreas de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica, atuando nas seguintes linhas de pesquisa: florística, fitossociologia, Fitogeografia fenologia, traços funcionais e conservação.



SIMONE MATIAS DE ALMEIDA REIS

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), mestrado em Ecologia e Conservação e doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia (UNEMAT-NX). Atualmente é pós-doutoranda na rede de monitoramento intensivo global (GEM) pela Universidade de Oxford, projeto BIO-RED (NERC e FAPESP) e professora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UNEMAT. Tem liderado artigos com ênfase em estrutura e dinâmica de formações florestais e savânicas; efeito do fogo, do clima, da fragmentação de habitats e da infestação por lianas na estrutura de florestas da borda sul da Amazônia.



DAIELLE CARRIJO

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Goiás (UFG), mestre e atualmente aluna de doutorado pelo Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT-NX). Tem ampla experiência com florística, sistemática e ecologia vegetal e atuando nos últimos anos com padrões biogeográficos dos estratos lenhoso e herbáceo-subarbustivo do bioma Cerrado.

UNEMAT
Universidade do Estado de Mato Grosso
Carlos Alberto Reyes Maldonado


EDITORA
UNEMAT


Ecologia e Conservação
MESTRADO E DOUTORADO - UNEMAT