



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA**

**TAWANE RODRIGUES DOS SANTOS**

**FOMENTANDO A CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO  
*MIMOSA DOMINARUM* BARNEBY E *M. RHEIPTERA* BARNEBY NA CHAPADA  
DOS VEADEIROS, GOIÁS, BRASIL**

**BRASÍLIA-DF  
2026**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA**

**TAWANE RODRIGUES DOS SANTOS**

**FOMENTANDO A CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO  
*MIMOSA DOMINARUM* BARNEBY E *M. RHEIPTERA* BARNEBY NA CHAPADA  
DOS VEADEIROS, GOIÁS, BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade de Brasília, como parte das exigências do Programa de Pós graduação em Botânica para obtenção do título de mestre.

Orientador: Marcelo Fragomeni Simon

BRASÍLIA-DF  
2026



“No final, só conservaremos aquilo que amarmos. Só amaremos aquilo que compreendermos. Só compreenderemos aquilo que nos ensinaram.”

— Baba Dioum

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente, agradeço a Deus, por ter sido sustento e fortaleza ao longo de toda esta trajetória. O desenvolvimento deste trabalho foi marcado por desafios, mas também representou a superação dos mesmos. Em cada etapa superada, encontrei força, discernimento e a realização de grandes conquistas acadêmicas e pessoais. Sou profundamente grata pela oportunidade de concluir esta etapa, pelo aprendizado adquirido, pela maturidade construída ao longo do processo e por vivências de momentos que foram muito significativos.

Ao meu orientador, Marcelo Fragomeni Simon, expresso minha profunda gratidão pela disponibilidade, auxílio e pelas valiosas contribuições acerca do desenvolvimento deste trabalho. A confiança, paciência e ensinamentos compartilhados foram extremamente importantes e fundamentais para minha formação profissional e consolidação desta pesquisa.

À pesquisadora Dulce Alves da Silva, o meu agradecimento pela disponibilidade, paciência e apoio durante a pesquisa. Seus ensinamentos foram de extrema valia para todo o experimento e conhecimento adquirido acerca do estudo da ecologia das sementes.

Agradeço à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (CENARGEN), pela estrutura disponibilizada, pelo suporte institucional e pelos laboratórios que possibilitaram a execução das análises e experimentos. Estendo meus agradecimentos aos funcionários, curadores e equipe técnica que contribuíram direta ou indiretamente para a realização desta pesquisa. Em especial, aos técnicos Valdeci e Juarez, pelo apoio operacional e colaboração durante as atividades de campo.

Manifesto agradecimento especial a Bianca Schindler, Carolina Penna, Júlia Torres, Matheus de Oliveira, Rafaela de Arruda e Rafaella Hernandez, que contribuíram para a realização desta pesquisa participando das atividades de campo, auxiliando na busca por novas populações, na amostragem populacional, instalação de parcelas, coleta de sementes ou com experimentos em laboratório. O apoio e a dedicação de cada um foram fundamentais para a consolidação dos dados obtidos.

Ao pesquisador Sérgio Noronha, registro minha profunda gratidão pelas valiosas contribuições no auxílio das análises espaciais, especialmente para o processamento dos dados de uso e cobertura do solo, bem como na elaboração dos mapas, etapas essenciais para a avaliação do risco de extinção das espécies estudadas.

Ao Instituto José Menck de Pesquisas Ambientais, agradeço pelo apoio logístico e técnico durante as atividades de campo. Em especial, a Domingos Santana, Edmilson das Neves e Emanuel Alberto, que colaboraram diretamente nas expedições e na busca de novas populações, contribuindo significativamente para a ampliação do conhecimento sobre a distribuição das espécies.

Aos proprietários da Cachoeira do Papagaio e da Fazenda Rosmaninho, expresso minha sincera gratidão por autorizarem a realização das coletas e amostragens em suas propriedades, tornando possível o desenvolvimento desta pesquisa em áreas fundamentais para o estudo.

À Universidade de Brasília (UnB), agradeço pela formação acadêmica e pelas oportunidades proporcionadas ao longo da pós-graduação. Agradeço, de forma geral, à todos os colegas que compartilharam suas experiências e aprendizados. Em especial, agradeço à professora Dra. Marina Regina Frizzas, do Laboratório de Biologia e Ecologia de Coleoptera, pela contribuição na identificação da família e do gênero dos besouros associados às espécies estudadas, enriquecendo os resultados obtidos.

Ao Plano de Ação Nacional (PAN) Bacia do Alto Tocantins, cuja finalidade é estabelecer estratégias e diretrizes para reduzir o risco de extinção de espécies prioritárias e promover sua conservação, agradeço pelo apoio financeiro nas expedições de campo.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), agradeço pela concessão da bolsa de estudos, que foi fundamental para viabilizar minha dedicação à pesquisa e para o desenvolvimento deste trabalho com qualidade e comprometimento.

Aos integrantes da banca examinadora, expresso minha sincera gratidão pela disponibilidade em avaliar este trabalho e pelas valiosas contribuições oferecidas. As considerações, críticas construtivas e sugestões apresentadas serão fundamentais para o aprimoramento científico e metodológico desta pesquisa, enriquecendo a discussão e fortalecendo a qualidade final do estudo.

Aos meus familiares, especialmente aos meus pais, Nilva Santos e Valdeci Santos, dedico minha mais profunda gratidão. Meus alicerces, exemplos de esforço, honestidade e perseverança. Cada conquista minha é reflexo do amor, do incentivo e dos valores que recebi ao longo da vida. Obrigada por acreditarem em mim e por todo o apoio incondicional que recebi para obter um tempo dedicado à pesquisa.

Ao meu companheiro, Diego Azevedo, agradeço pelo apoio constante, pela paciência, compreensão e incentivo durante todas as fases deste trabalho. Sua presença foi essencial em todos os momentos em que pude compartilhar cada objetivo alcançado. Obrigada pelo incentivo, por caminhar comigo, pelo apoio e motivação para sempre seguir os meus sonhos.

Por fim, agradeço aos amigos que, mesmo não participando diretamente da pesquisa, estiveram presentes com apoio moral, incentivo e palavras de ânimo. A amizade e o suporte emocional foram fundamentais para que esta caminhada fosse mais leve e significativa.

## ÍNDICE:

|                                                                                                                                                                                                    |           |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>RESUMO GERAL</b>                                                                                                                                                                                | <b>9</b>  |
| <b>GENERAL ABSTRACT</b>                                                                                                                                                                            | <b>11</b> |
| <b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b>                                                                                                                                                                         | <b>13</b> |
| <b>REFERÊNCIAS</b>                                                                                                                                                                                 | <b>20</b> |
| <b>CAPÍTULO I</b>                                                                                                                                                                                  | <b>24</b> |
| <b>REVISÃO DO RISCO DE EXTINÇÃO DAS ESPÉCIES AMEAÇADAS <i>MIMOSA DOMINARUM</i> E <i>MIMOSA RHEIPTERA</i>, ENDÊMICAS DA CHAPADA DOS VEADEIROS, GOIÁS, BRASIL</b>                                    | <b>24</b> |
| RESUMO                                                                                                                                                                                             | 25        |
| ABSTRACT                                                                                                                                                                                           | 27        |
| 1. INTRODUÇÃO                                                                                                                                                                                      | 29        |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS                                                                                                                                                                              | 32        |
| 3. RESULTADOS                                                                                                                                                                                      | 35        |
| 4. DISCUSSÃO                                                                                                                                                                                       | 45        |
| 5. CONCLUSÃO                                                                                                                                                                                       | 52        |
| <b>REFERÊNCIAS</b>                                                                                                                                                                                 | <b>54</b> |
| <b>CAPÍTULO II</b>                                                                                                                                                                                 | <b>59</b> |
| <b>GERMINATION AND <i>EX SITU</i> CONSERVATION OF SEEDS OF <i>MIMOSA DOMINARUM</i> BARNEBY AND <i>M. RHEIPTERA</i> BARNEBY, TWO ENDANGERED SPECIES ENDEMIC TO THE CHAPADA DOS VEADEIROS, GOIÁS</b> | <b>59</b> |
| ABSTRACT                                                                                                                                                                                           | 60        |
| 1. INTRODUCTION                                                                                                                                                                                    | 61        |
| 2. MATERIALS AND METHODS                                                                                                                                                                           | 63        |
| 3. RESULTS                                                                                                                                                                                         | 68        |
| 4. DISCUSSION                                                                                                                                                                                      | 79        |
| 5. CONCLUSION                                                                                                                                                                                      | 84        |
| <b>REFERENCES</b>                                                                                                                                                                                  | <b>85</b> |
| <b>APÊNDICE</b>                                                                                                                                                                                    | <b>97</b> |

## LISTA DE FIGURAS E TABELAS

|                                                                                                                                                                                                                       |           |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Figura 1.</b> Hábito de crescimento de <i>Mimosa dominarum</i> .....                                                                                                                                               | 19        |
| <b>Figura 2.</b> Hábito de crescimento de <i>Mimosa rheiaptera</i> .....                                                                                                                                              | 19        |
| <br>                                                                                                                                                                                                                  |           |
| <b>CAPÍTULO I - Germinação e Conservação <i>Ex Situ</i> de sementes de <i>Mimosa Dominarum</i> Barneby e <i>M. Rheiaptera</i> Barneby, espécies ameaçadas e endêmicas da Chapada dos Veadeiros, Goiás.....</b>        | <b>24</b> |
| <b>Figura 1.</b> Mapa de Área de ocupação e Extensão de ocorrência de <i>Mimosa dominarum</i> .....                                                                                                                   | 36        |
| <b>Figura 2.</b> Mapa de Área de ocupação e Extensão de ocorrência de <i>Mimosa rheiaptera</i> .....                                                                                                                  | 37        |
| <b>Tabela 1.</b> Dados populacionais de <i>M. dominarum</i> (MD) e <i>M. rheiaptera</i> (MR).....                                                                                                                     | 40        |
| <b>Figura 3.</b> Amostragem populacional.....                                                                                                                                                                         | 41        |
| <b>Figura 4.</b> Gráficos de dispersão entre altura (cm) e diâmetro a altura do solo (DAS-mm)....                                                                                                                     | 42        |
| <b>Figura 5.</b> Histograma de classes do diâmetro na altura do solo (DAS).....                                                                                                                                       | 43        |
| <br>                                                                                                                                                                                                                  |           |
| <b>CAPÍTULO II - GERMINATION AND <i>EX SITU</i> CONSERVATION OF SEEDS OF <i>MIMOSA DOMINARUM</i> BARNEBY AND <i>M. RHEIPTERA</i> BARNEBY, TWO ENDANGERED SPECIES ENDEMIC TO THE CHAPADA DOS VEADEIROS, GOIÁS.....</b> | <b>59</b> |
| <b>Table 1.</b> Seed collection site in populations of <i>M. dominarum</i> (MD) and <i>M. rheiaptera</i> (MR).....                                                                                                    | 64        |
| <b>Figure 1.</b> Seeds in experiment repetitions, turgid seeds and germinated seed.....                                                                                                                               | 66        |
| <b>Figure 2.</b> Fruits of <i>M. dominarum</i> and <i>M. rheiaptera</i> in different sizes and open.....                                                                                                              | 69        |
| <b>Figure 3.</b> Individual of the genus <i>Acanthoscelides</i> .....                                                                                                                                                 | 69        |
| <b>Figure 4.</b> Seeds from different populations of <i>M. dominarum</i> .....                                                                                                                                        | 70        |
| <b>Figure 5.</b> Seeds from different populations of <i>M. rheiaptera</i> .....                                                                                                                                       | 71        |
| <b>Table 2.</b> Population, length, width, thickness, shape index, mass, and moisture content of seeds from populations.....                                                                                          | 72        |
| <b>Figure 6.</b> Percentage of seed germination in populations of <i>M. dominarum</i> and <i>M. rheiaptera</i> subjected to different treatments.....                                                                 | 73        |

|                                                                                                                                                             |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Table 3.</b> Seed germination of <i>M. dominarum</i> and <i>M. rheiptera</i> populations subjected to different treatments, monitored for 30 days.....   | 74 |
| <b>Table 4.</b> Germination of <i>M. dominarum</i> and <i>M. rheiptera</i> seeds in three treatments for <i>ex situ</i> conservation methodology tests..... | 75 |
| <b>Figure 7.</b> Biomass of <i>M. dominarum</i> and <i>M. rheiptera</i> seedlings, weight (grams) over time.....                                            | 76 |
| <b>Table 5.</b> Relative Growth Rate (RGR) of <i>M. dominarum</i> and <i>M. rheiptera</i> at intervals between biomass measurements.....                    | 76 |
| <b>Figure 8.</b> Height of the aerial and root parts (cm) of <i>M. dominarum</i> and <i>M. rheiptera</i> seedlings.....                                     | 77 |
| <b>Figure 9.</b> First stage of seeds after germination.....                                                                                                | 78 |

## RESUMO GERAL

Considerando que espécies raras possuem uma maior chance de extinção, uma melhor compreensão de sua ecologia e das mudanças em seu ambiente contribui para mitigar as ameaças e promover um manejo eficaz para sua preservação. O Cerrado abriga alta diversidade e numerosas espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Entre elas, *Mimosa dominarum* e *M. rheiptera*, ambas classificadas como Em Perigo, são endêmicas da Chapada dos Veadeiros em Goiás. Os dois principais objetivos deste trabalho são: (1) caracterizar a distribuição geográfica e a estrutura populacional dessas espécies e revisar o risco de ameaça das espécies com base nos novos dados obtidos e em estimativas de perda de habitat, de acordo com critérios IUCN; e (2) testar protocolos de germinação de sementes e a possibilidade de conservação *ex situ* a longo prazo, além de avaliar o crescimento inicial de plântulas dessas duas espécies. Realizamos consultas a herbários para identificar registros, lacunas de amostragem e possíveis inconsistências na identificação. Essas informações apoiaram os planos para expedições de campo realizadas entre maio de 2024 e setembro de 2025 para localizar populações, caracterizar habitats, estabelecer parcelas para estudos populacionais e coletar sementes para experimentos. Ambas as espécies ocorreram preferencialmente em ambientes abertos, próximos a cursos d'água, em substrato arenoso e pedregoso. A adição de novos registros permitiu em estimativas de Área de Ocupação (AOO) de 16 km<sup>2</sup> e Extensão de Ocorrência (EOO) de 55,7 km<sup>2</sup> para *M. dominarum*, e AOO de 112 km<sup>2</sup> e EOO de 2.527,6 km<sup>2</sup> para *M. rheiptera*. Ambas espécies possuem populações encontradas dentro ou próximas a unidades de conservação, com 32 km<sup>2</sup> do EOO de *M. dominarum* e 1.249,5 km<sup>2</sup> do EOO de *M. rheiptera* atualmente protegidos. Ambas espécies tiveram perda de vegetação natural dentro das EOOs entre 1990 e 2024, resultando em cobertura de área antrópica de 1,31% e 9,35%, respectivamente. As populações amostradas apresentaram forte variação na estrutura, desde áreas com predominância de plântulas e juvenis, até locais com baixa regeneração e predominância de adultos. Apesar das variações locais, os dados de densidade populacional obtidos em campo (16 a 900 ind/ha para *M. dominarum* e 97 a 853 ind/ha para *M. rheiptera*) indicam números elevados de indivíduos em diversas populações. A nova estimativa classificou *M. dominarum* como Criticamente em Perigo devido a sua limitação geográfica com base no critério B1ab(i,ii,iii). *M. rheiptera*, por outro lado, não atingiu os limiares estabelecidos para espécies ameaçadas e foi reclassificada como Quase ameaçada (NT). Sementes coletadas em três populações de *M. dominarum* e três de *M. rheiptera* foram caracterizadas em termos de índice de formato, taxa de predação, teor



de umidade e massa. Testes de germinação e conservação *ex situ* foram realizados no Laboratório de Sementes da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (CENARGEN). Para determinar se as sementes estavam dormentes, foram utilizados os seguintes tratamentos: (1) controle (sem quebra de dormência); (2) imersão em água quente (100° C) por cinco minutos e (3) aplicação de pirógrafo na parte central da semente. Para testar a metodologia de conservação *ex situ* em longo prazo, três tratamentos foram aplicados antes da quebra de dormência (água quente): (1) controle (tempo zero de dessecação); (2) dessecação (em gerbox com sílica gel por aproximadamente 16 dias) e (3) dessecação seguida de congelamento (-8° C por três meses). As sementes foram germinadas em placas petri (90 mm) contendo papel filtro umedecido. Foram realizadas quatro repetições (N = 30/placa) por tratamento e colocadas em BOD (30° C, 12h de fotoperíodo). O crescimento das plântulas foi monitorado em casa de vegetação por 180 dias. As sementes de *M. dominarum* e de *M. rheiptera* apresentaram 9% de umidade e tegumento resistente, indicando dormência física, com apenas 4% e 3% de germinação no controle, respectivamente. Os tratamentos de quebra de dormência mostraram-se eficazes, especialmente a imersão em água quente (98% e 80%), que superou a perfuração com o pirógrafo (75% e 46%). As sementes de *M. dominarum* e *M. rheiptera* mantiveram alta porcentagem de germinação (95% e 79%) após dessecação (a 6,3% e 6,0% de umidade) seguida de congelamento, demonstrando tolerância à dessecação e armazenamento a baixas temperaturas. Esses resultados confirmam que as espécies são ortodoxas e adequadas para a conservação *ex situ*, o que permitiu seu armazenamento no banco de germoplasma da EMBRAPA Cenargen. Mudanças cultivadas em estufa apresentaram crescimento rápido nos primeiros 30 dias, que se estabilizou após 90 dias, indicando uma transição para fases de maior investimento em manutenção e diferenciação estrutural, exigindo maiores demandas nutricionais. Este estudo integra dados sobre distribuição geográfica, estrutura e densidade populacional, análise temporal da perda de habitat e representatividade em unidades de conservação, contribuindo para a atualização do risco de ameaça de *M. dominarum* e *M. rheiptera* e para o planejamento de estratégias de manejo e conservação mais eficazes. Ademais, a avaliação das sementes de ambas espécies, incluindo germinação, e padrões iniciais de crescimento de plântulas, fornece informações fundamentais para a conservação *ex situ*, cultivo e reintrodução das espécies na natureza.

**Palavras-chave:** avaliação de ameaça; Cerrado; conversão de habitat; endemismo; germinação; Leguminosae.

## GENERAL ABSTRACT

Considering that rare species face a higher risk of extinction, a better understanding of their ecology and environmental changes contributes to mitigating threats and promoting effective management for their conservation. The Cerrado harbors high biodiversity and numerous endemic and threatened species. Among them, *Mimosa dominarum* and *M. rheiptera*, both classified as Endangered, are endemic to Chapada dos Veadeiros, in the state of Goiás, Brazil. The two main objectives of this study were: (1) to characterize the geographic distribution and population structure of these species and reassess their threat status based on newly obtained data and habitat loss estimates following IUCN criteria; and (2) to test seed germination protocols and the feasibility of long-term ex situ conservation, as well as evaluate the initial seedling growth of both species. Herbarium records were consulted to identify occurrence records, sampling gaps, and possible taxonomic inconsistencies. This information supported the planning of field expeditions conducted between May 2024 and September 2025 to locate populations, characterize habitats, establish plots for population studies, and collect seeds for experiments. Both species occurred preferentially in open environments near watercourses, on sandy and rocky substrates. The addition of new records resulted in estimated Areas of Occupancy (AOO) of 16 km<sup>2</sup> and Extents of Occurrence (EOO) of 55.7 km<sup>2</sup> for *M. dominarum*, and AOO of 112 km<sup>2</sup> and EOO of 2,527.6 km<sup>2</sup> for *M. rheiptera*. Populations of both species were found within or near protected areas, with 32 km<sup>2</sup> of the EOO of *M. dominarum* and 1,249.5 km<sup>2</sup> of the EOO of *M. rheiptera* currently protected. Both species experienced natural vegetation loss within their EOOs between 1990 and 2024, resulting in anthropogenic land cover of 1.31% and 9.35%, respectively. The sampled populations showed strong variation in structure, ranging from areas dominated by seedlings and juveniles to sites with low regeneration and predominance of adult individuals. Despite local variation, field data on population density (16 to 900 ind./ha for *M. dominarum* and 97 to 853 ind./ha for *M. rheiptera*) indicated high numbers of individuals in several populations. The updated assessment classified *M. dominarum* as Critically Endangered due to its restricted geographic range under criterion B1ab(i,ii,iii). In contrast, *M. rheiptera* did not meet the thresholds for threatened categories and was reclassified as Near Threatened (NT). Seeds collected from three populations of *M. dominarum* and three populations of *M. rheiptera* were characterized in terms of shape index, predation rate, moisture content, and mass. Germination and ex situ conservation tests were conducted at the Seed Laboratory of EMBRAPA Genetic Resources

and Biotechnology (CENARGEN). To determine whether the seeds were dormant, the following treatments were applied: (1) control (without dormancy breaking); (2) immersion in hot water (100 °C) for five minutes; and (3) application of a pyrograph to the central region of the seed coat. To test long-term ex situ conservation methods, three treatments were applied prior to dormancy breaking (hot water): (1) control (zero desiccation time); (2) desiccation (in gerbox with silica gel for approximately 16 days); and (3) desiccation followed by freezing (-8 °C for three months). Seeds were germinated in 90 mm Petri dishes containing moistened filter paper. Four replicates (N = 30 seeds/dish) were conducted per treatment and incubated in a BOD chamber (30 °C, 12 h photoperiod). Seedling growth was monitored in a greenhouse for 180 days. Seeds of *M. dominarum* and *M. rheiptera* showed 9% moisture content and hard seed coats, indicating physical dormancy, with only 4% and 3% germination in the control treatments, respectively. Dormancy-breaking treatments were effective, especially hot water immersion (98% and 80%), which outperformed pyrograph scarification (75% and 46%). Seeds of *M. dominarum* and *M. rheiptera* maintained high germination percentages (95% and 79%) after desiccation (to 6.3% and 6.0% moisture content, respectively) followed by freezing, demonstrating tolerance to desiccation and low-temperature storage. These results confirm that both species exhibit orthodox seed behavior and are suitable for ex situ conservation, enabling their storage in the EMBRAPA Cenargen germplasm bank. Seedlings cultivated in greenhouse conditions showed rapid growth during the first 30 days, which stabilized after 90 days, indicating a transition to stages involving greater investment in maintenance and structural differentiation, requiring higher nutritional demands. This study contributes by integrating data on geographic distribution, population structure and density, temporal analysis of habitat loss, and representation within protected areas, while also providing updated information for reassessing the conservation status of *M. dominarum* and *M. rheiptera* and supporting the development of more effective management and conservation strategies. Furthermore, the evaluation of seeds from both species, including germination and early seedling growth patterns, provides essential information for ex situ conservation, cultivation, and species reintroduction into natural habitats.

**Keywords:** threat assessment; Cerrado; habitat conversion; endemism; germination; Leguminosae.

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

As plantas são organismos fundamentais para a sustentação e diversidade da vida na Terra, servindo de base para os ecossistemas naturais e para o bem-estar humano (BRUMMITT et al., 2015; RAVEN, 2021). Além disso, elas desempenham funções essenciais nos ecossistemas (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2002), sendo imprescindíveis em processos ecológicos, como a regulação climática, a captura de dióxido de carbono, a manutenção do solo, a regulação do fluxo de água, e a purificação da água e do ar (MOUNCE et al., 2017; RAVEN, 2021). Desse modo, a preservação da biodiversidade vegetal natural colabora para a diminuição de catástrofes ambientais futuras e contribui para a existência de soluções mais adequadas para lidar com tais ameaças (WESTWOOD et al., 2020).

As mudanças que os seres humanos exercem nos ecossistemas contribuem para uma crise global da diversidade biológica, e têm um impacto significativo na conservação da vida na Terra (DÍAZ et al., 2006). Um exemplo disso é o crescente impacto das mudanças climáticas causadas pelo homem, as quais impactam diretamente na diversidade e no equilíbrio dos ecossistemas (SHIVANNA, 2022). A conservação da biodiversidade, apesar de ser um tema urgente, esbarra em diversos fatores que dificultam o seu sucesso, por exemplo, os seus altos custos econômicos e sociais (AMABILE et al., 2018). Devido a isso, uma possibilidade eficaz e viável de priorização seria a conservação de regiões que possuem maior diversidade, raridade e endemismo (ENQUIST et al., 2019).

Apesar da grande importância de preservar a biodiversidade, a sociedade parece apresentar dificuldades quanto ao entendimento sobre o que de fato é a biodiversidade, e como encontrar o equilíbrio entre a conservação e expansão econômica. Mesmo com o aumento de movimentos ambientalistas que levaram à fundação de organizações conservacionistas (RAVEN, 2021), o crescente impacto de ações humanas que provocam a degradação ambiental e a perda de habitats naturais tem acelerado em certas regiões do mundo (HEYWOOD; IRIONDO, 2003). A perda de uma espécie pode ser definitiva e sem possibilidade de reversão. Com isso, os ecossistemas dos quais ela fazia parte tornam-se mais pobres, e qualquer benefício ecológico, econômico ou social que essa espécie poderia oferecer à humanidade futuramente deixa de existir antes mesmo de ser plenamente conhecido (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Por volta da década 1980, a crescente preocupação com a velocidade da extinção de espécies nos ecossistemas resultou em um incentivo para pesquisas que demonstraram como

os organismos podem impactar a estrutura e o funcionamento dos habitats (CARDINALE, 2012). Apesar das lacunas existentes, avaliações acerca dos riscos de extinção, ajudam a mitigar as ameaças e promovem uma gestão mais eficaz da biodiversidade em risco (LUGHADHA et al., 2020). Nos últimos anos, pode-se considerar que houve um aumento quanto ao número de espécies avaliadas em relação ao seu nível de ameaça. Porém, esse esforço ainda não é suficiente, e novas avaliações devem ser realizadas com urgência (BACHMAN et al., 2019).

Em 2002, foi lançada a Estratégia Global para a Conservação de Plantas (Global Strategy for Plant Conservation - GSPC), que consiste em um conjunto de 16 metas complementares dentro de 5 objetivos focados em resultados com estrutura para ações em nível global, regional, nacional e local. A meta II propõe que, dentro das possibilidades para se orientar as ações de conservação, seja realizada uma avaliação do risco de extinção de todas as espécies de plantas conhecidas (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2012), o que permite direcionar recursos e esforços em um contexto de financiamento e tempo limitados, assegurando que as espécies mais ameaçadas obtenham a atenção necessária para sobreviver e prosperar. Igualmente relevante, é a meta VIII do programa GSPC, que visa a conservação de pelo menos 60% das espécies ameaçadas em áreas protegidas ou em coleções *ex situ*, de forma que 10% fossem incluídas em programas de conservação. Posteriormente, a estratégia estabeleceu que, até 2020, pelo menos 75% das espécies de plantas ameaçadas de extinção fossem preservadas em coleções *ex situ*, preferivelmente em seu país de origem, e que pelo menos 20% dessas espécies estivessem disponíveis para programas de recuperação e restauração (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2002; GSPC, 2012).

Em sua versão mais recente, a Estratégia Global para a Conservação de Plantas (GSPC) foi revisada e atualizada para se adequar às Metas Globais de Biodiversidade do Quadro Global de Biodiversidade de Kunming-Montreal (2022), ampliando o número de metas de 16 para 23. Essa reformulação visa fortalecer a integração entre as ações voltadas à conservação vegetal e os esforços globais de preservação da biodiversidade, restauração ecológica e uso sustentável dos recursos naturais. As novas diretrizes também promovem uma maior conexão com os compromissos internacionais da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) e destacam a importância de associar o conhecimento científico e tradicional na gestão da flora. Além disso, as metas atualizadas foram estruturadas para serem mais claras e mensuráveis, com o objetivo de assegurar que, até 2030, sejam alcançados avanços significativos, como a redução do risco de extinção das espécies vegetais e a proteção de 30%

dos ecossistemas terrestres e aquáticos, reafirmando o papel essencial das plantas na manutenção da vida e dos serviços ecossistêmicos do planeta (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2022).

A conservação de plantas *ex situ* é uma alternativa que desempenha um papel crucial na preservação da biodiversidade ou recursos genéticos vegetais fora de seus habitats naturais (GUERRANT et al., 2006; MOUNCE et al., 2017), especialmente aqueles que diante de fatores adversos como o impacto das mudanças climáticas e a perda de habitats naturais, acabam perdendo seu espaço (PENCE et al., 2020). Diante disso, a preservação das espécies em condições artificiais, como bancos de germoplasma vegetal, tem a finalidade de manter e futuramente permitir a reintrodução dessas espécies no ecossistema (PAIVA et al., 2019). Essa é uma forma de oferecer oportunidades cruciais para prevenir a extinção de espécies, assegurando a proteção da flora por meio de ações de manejo planejadas (MOUNCE et al., 2017). A conservação *ex situ* é um método eficaz para conservação da maioria das espécies vegetais em longo prazo (PENCE et al., 2022), além de ser relativamente barata (LI; PRITCHARD, 2009).

A publicação do Livro Vermelho da Flora do Brasil (2013), bem como as atualizações promovidas pelo Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFlora), têm tornado o conhecimento acerca da situação de conservação das espécies de plantas do Brasil acessível para toda a sociedade. Os autores estimam que o acelerado índice de desmatamento tem elevado o risco de extinção de inúmeras espécies de plantas, e inclusive há suspeitas de que haja mais espécies de plantas do que de animais sofrendo com ameaça de extinção. Porém, a maioria das avaliações feitas com plantas não consideram tamanhos populacionais, mas se concentram apenas em sua distribuição geográfica (MARTINELLI et al, 2013).

O Plano de Recuperação de *Uebelmannia buiningii* Donald, é um dos poucos estudos populacionais detalhados em espécies ameaçadas no Brasil (SILVA et al., 2021). Outro estudo focado em parentes silvestres da mandioca pertencentes ao gênero *Manihot* também levantou dados de abundância populacional para auxiliar a avaliação do risco de extinção de espécies (SIMON et al., 2020). Nesse contexto, foi desenvolvido um estudo com espécie do gênero *Vellozia*, que buscou avaliar a atual classificação de ameaça de risco de extinção, com o objetivo de compreender questões de vulnerabilidade das populações naturais (SCHINDLER et al. 2025). Esses estudos demonstram que a coleta de dados populacionais em campo, seja avaliando densidade, regeneração, ou fatores de ameaça é fundamental para embasar diagnósticos de risco e orientar estratégias de conservação. Abordagens dessa natureza

reforçam a importância de estudos populacionais para diferentes grupos vegetais, especialmente para espécies restritas a habitats específicos e sujeitas a pressões antrópicas crescentes.

O Cerrado é reconhecido como a savana com a maior diversidade de plantas do mundo, sendo um ambiente típico de savana tropical (MYERS, 2000; DINIZ-FILHO et al. 2008) e contando com mais de 12 mil espécies de plantas vasculares (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2024), distribuídas em diferentes fitofisionomias que colaboram para a sua grande variedade de espécies (RIBEIRO; WALTER, 2008). Além disso, é conhecido como um hotspot da biodiversidade (MITTERMEIER et al. 2004), atendendo a critérios como a alta taxa de endemismo local e grande ameaça de extinção de espécies (MYERS et al. 2000). O bioma apresenta um elevado nível de espécies endêmicas, geralmente localizadas em áreas de maior altitude que possuem solos rochosos, ácidos e pobres em nutrientes (MUNHOZ; PROENÇA, 1998; SIMON; PROENÇA, 2000). No entanto, a constante ameaça de desmatamento levou à perda de cerca de metade de sua vegetação nativa (ALENCAR et al., 2020), principalmente para o desenvolvimento agrícola e expansão agropecuária (GIAM, 2017).

No Cerrado há uma rede de áreas protegidas distribuídas entre as categorias de proteção integral e uso sustentável. Além de sua relevância biológica, o bioma exerce papel estratégico na dinâmica hídrica da América do Sul, abrangendo três das maiores bacias hidrográficas do continente e sendo responsável por 43% da água superficial do Brasil fora da Amazônia (STRASSBURG et al 2017). De acordo com os dados do Painel do SNUC (2025), apenas 8,9% da área total do Cerrado está inserida em unidades de conservação federais, estaduais ou municipais, sem considerar sobreposições. Dentre essas, destacam-se parques nacionais, estações ecológicas, reservas biológicas, áreas de proteção ambiental e reservas particulares do patrimônio natural (RPPNs). Apesar dos avanços, o Cerrado ainda apresenta uma das menores proporções de área protegida entre os biomas brasileiros (BRASIL, 2025), o que evidencia a necessidade de ampliar a criação e a efetividade das UCs para assegurar a manutenção dos seus ecossistemas e a conservação de espécies endêmicas.

A publicação da Lista Vermelha da Flora do Brasil - Plantas Raras do Cerrado (MARTINELLI et al., 2014), evidenciou, já em 2014, o elevado grau de vulnerabilidade da flora desse bioma, ao indicar 366 espécies como raras ou ameaçadas, que foram analisadas e distribuídas entre diferentes classes de risco de extinção. A maior parcela foi enquadrada nas categorias de ameaça, com 231 espécies (40%) classificadas como Em Perigo (EN), seguidas

por 74 espécies (13%) consideradas Vulneráveis (VU) e 61 espécies (10%) incluídas na categoria Criticamente em Perigo (CR). Além dessas categorias, um número expressivo de 148 espécies (26%) foram classificadas como Dados Insuficientes (DD), indicando limitações no conhecimento disponível para a avaliação adequada do risco de extinção.

Desde então, o cenário de ameaça à flora do Cerrado tornou-se ainda mais preocupante. Estimativas mais recentes indicam que atualmente o bioma abriga cerca de 855 espécies de plantas classificadas como ameaçadas de extinção (CNCFlora, 2024). Projeções associadas à continuidade do desmatamento e à conversão de habitats naturais sugeriram que esse processo poderá resultar na extinção de aproximadamente 480 espécies endêmicas de plantas, número três vezes superior ao total de extinções de plantas registradas globalmente desde o ano de 1500, reforçando a urgência de ações efetivas de conservação e de geração de dados científicos que subsidiem políticas públicas voltadas à proteção da flora do Cerrado (STRASSBURG et al., 2017).

Em uma iniciativa para reduzir as ameaças às espécies do Cerrado, os Planos de Ação para a Conservação das Espécies Ameaçadas (PAN), associados ao Ministério do Meio Ambiente, fazem parte de um núcleo de estratégias voltadas à proteção e restauração de populações de espécies que estão com risco de extinção, utilizando instrumentos de gestão que envolvem objetivos específicos como pesquisa, comunicação, manejo e políticas públicas. O PAN Bacia do Alto Tocantins (VERDI; OLIVEIRA, 2025), sob a coordenação do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ), visa promover iniciativas para prolongar, por um período de cinco anos, métodos de preservação de espécies que constam na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção.

A família Fabaceae, uma das três maiores famílias de plantas no mundo (LEWIS et al., 2005; LPWG, 2017), está amplamente representada no Brasil com mais de 250 gêneros, sendo 21 deles endêmicos (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2025), compondo a família mais rica em diversidade do Cerrado (MORIM et al, 2024). *Mimosa* L., reunindo globalmente mais de 600 espécies, constitui um dos grupos mais diversos da família Fabaceae no país, com 374 espécies, sendo 73% endêmicas (MORIM et al, 2024), e cerca de 40 ameaçadas (MMA, 2022; IUCN, 2024).

No território brasileiro, o gênero *Mimosa* apresenta ampla distribuição em distintos tipos de vegetação (MORIM et al, 2024), com destaque para sua expressiva ocorrência na Caatinga (QUEIROZ, 2009), Pampas, Mata Atlântica, e sobretudo no Cerrado (SIMON; PROENÇA, 2000). Neste último bioma, o gênero tem sido apontado como um importante



indicador de áreas com elevado grau de endemismo associadas a ambientes de maior altitude (SIMON; PROENÇA, 2000; SIMON; AMARAL, 2003). Dentro da diversidade do gênero *Mimosa* no Cerrado, destaca-se em riqueza de espécies e endemismo o grupo *Pachycarpae*, uma linhagem caracterizada por uma diversificação rápida e recente (BORGES et al., 2022). *Mimosa dominarum* Barneby e *M. rheiptera* Barneby, espécies alvo desta dissertação, estão inseridas neste grupo.

*Mimosa dominarum* (Figura 1) e *M. rheiptera* (Figura 2), descritas em 1991, são espécies com hábito arbustivo ou arbóreo, endêmicas da Chapada dos Veadeiros em Goiás (BARNEBY, 1991). No ano de 2020, ambas espécies foram avaliadas e passaram para a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (FERNANDEZ; MORAIS, 2020a,b), além de também constarem na lista oficial de espécies ameaçadas do Brasil (MMA, 2022), classificadas em ambas listas na categoria de espécies em perigo (EN). Atualmente esses táxons figuram dentre as espécies-alvo priorizadas pelo PAN da Bacia do Alto Tocantins (VERDI; OLIVEIRA, 2025).

Devido à raridade, situação de ameaça e falta de estudos detalhados sobre *M. dominarum* e *M. rheiptera*, considera-se que trabalhos que supram essas lacunas de conhecimento sejam iniciativas prioritárias para a conservação da flora ameaçada do Cerrado. Dessa forma, esta dissertação buscou contribuir para a conservação dessas espécies em duas principais vertentes: ampliar o conhecimento sobre o risco de extinção atual dessas duas espécies, ampliando conhecimento sobre sua distribuição geográfica, tamanho e estrutura populacional e detectando situações de risco (capítulo 1); criar protocolos para germinação de sementes e conservação *ex situ* a longo prazo, com o intuito de realizar depósito de amostras em banco de germoplasma (capítulo 2). As referências bibliográficas desta Introdução Geral e dos capítulos são apresentadas ao final da dissertação.



Figura 1. Hábito de crescimento de *Mimosa domingarum* (esquerda) e detalhe de ramo florido (direita).



Figura 2. Hábito de crescimento de *Mimosa rheiptera* (esquerda) e detalhe de ramo florido (direita).



## REFERÊNCIAS

- ALENCAR, A.; SHIMBO, J. Z.; LENTI, F.; MARQUES, C. B. et al. Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. *Remote Sens. MDPI*, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/6/924>>. Acesso: 12 Abr. 2024.
- AMABILE, R. F.; VILELA, M. S.; PEIXOTO, J. R. Melhoramento de plantas: variabilidade genética, ferramentas e mercado. Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Melhoramento de Plantas; Proimpress, 2018.
- BACHMAN, S. P.; FIELD, R.; READER, T.; RAIMONDO, D. et al. Progress, challenges and opportunities for Red Listing. *Biological Conservation*, 234, 45–55. 2019.
- BARNEBY, R. C. Sensitive Censitae: a description of the genus *Mimosa* Linnaeus (Mimosaceae) in the New World. *Memories of the New York Botanical Garden*, v. 65, p. 1-835, 1991.
- BORGES, L. M.; PASTORE, J. F. B.; SOUZA, A. F. C.; PIRANI, . R.; SIMON, M. F. Let there be clades: phylogenetics of *Mimosa* series *Pachycarpae* and *Setosae* (Fabaceae) improves the infrageneric classification of the genus. *Botanical Journal of the Linnean Society*, Londres, 2022, p. 1–19.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA. Painel de Unidades de Conservação do SNUC. 2025. Acesso em 14 Jul. 2025. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMGNmMGY3NGMtNWZlOC00ZmRmLWExZWItNTNiNDhkZDg0MmY4IiwidCI6IjM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTlmZzZThmM2M1NTBInyJ9&pageName=ReportSection0a112a2a9e0cf52a827>. Acesso em: 08 nov. 2025.
- BRUMMITT, N. A.; BACHMAN, S. P.; GRIFFITHS-LEE J.; LUTZ M.; MOAT J. F.; FARJON A. et al. Green Plants in the Red: A Baseline Global Assessment for the IUCN Sampled Red List Index for Plants. *PLoS ONE* 10(8): e0135152. DOI:10.1371/journal.pone.0135152. 2015.
- CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZÁLEZ, A. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67; DOI:10.1038/nature11148. 2012.
- CNCFLORA. Centro Nacional de Conservação da Flora. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2024. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 02 jan. 2026.
- CNCFlora. Centro Nacional de Conservação da Flora. Lista Vermelha. 2024. Disponível em <<http://cncflora.jbrj.gov.br/portal>>. Acesso: 19 jun. 2024.
- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Montréal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2022. Disponível em: <https://www.cbd.int/article/cop15-final-text-kunming-montreal-gbf-221222>. Acesso em: 10 out. 2025.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. Global Strategy for Plant Conservation. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2002.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. Global Strategy for Plant Conservation: 2011–2020. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2012.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. Global Strategy for Plant Conservation: 2021–2030. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2020.

DÍAZ S., et al. Biodiversity loss threatens human well-being. PLoS Biol 4(8): e277. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040277, 2006.

ENQUIST, B. J.; FENG, X.; BOYLE, B.; MAITNER, B. et al. The commonness of rarity: global and future distribution of rarity across land plants. Sci Adv 5 (11):eaaz0414. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz0414> Acesso: 04 Abr. 2024.

FERNANDEZ, E.; MORAES, M. *Mimosa dominarum* (Fabaceae). The IUCN Red List of Threatened Species. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Conservação da Flora/Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020a. Disponível em: [https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20dominarum\\_2020](https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20dominarum_2020)>. Acesso em: 13 Abr. 2024.

FERNANDEZ, E.; MORAES, M. *Mimosa rheiptera* (Fabaceae). The IUCN Red List of Threatened Species. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Conservação da Flora/Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020b. Disponível em: [https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20rheiptera\\_2020](https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20rheiptera_2020)>. Acesso em: 19 Nov. 2024.

Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 18 Abr 2025

GIAM, X. Global biodiversity loss from tropical deforestation. Proceedings of the National Academy of Sciences, 114(23), 5775-5777. 2017.

GUERRANT, E. O.; HAVENS, K.; MAUNDER, M. *Ex Situ* Plant Conservation: Supporting Species Survival in the Wild, Island Press para a Sociedade para Restauração Ecológica heInternacional. South African Journal of Botany: 72 (2006) 306–309. Washington, 2006.

HEYWOOD, V. H.; IRIONDO, J. M. Plant conservation: old problems, new perspectives. Biological conservation, 113(3), 321-335. 2003.

IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. version 2023-1. 2024. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso: 28 Mai. 2024.

LEWIS, G. P.; SCHRIRE, B.; MACKINDER, B.; LOCK, M. Legumes of the World. Richmond: Royal Botanic Gardens, Kew, 2005.

LI, D.-Z.; PRITCHARD, H. W. The science and economics of *ex situ* plant conservation. Trends Plant Sci. 14, 614–621. 2009.

LPWG (THE LEGUME PHYLOGENY WORKING GROUP). A new subfamily classification of the Leguminosae based on a taxonomically comprehensive phylogeny. *Taxon*, v. 66, n. 1, p. 44–77, 2017.

LUGHADHA, E. N.; BACHMAN, S. P.; LEÃO, T. C. C.; FOREST, F. et al. Extinction risk and threats to plants and fungi. *Plants, People, Planet*; 2:389–408. 2020.

MARTINELLI, G.; MESSINA, T. E. FILHO, L. S. Tradução: ANDERSON, F., HIEATT, C. Livro vermelho da flora do Brasil - 1. ed. - Rio de Janeiro : Andrea Jakobsson: 1100 p. ; 30 cm. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013.

MARTINELLI, G.; MESSINA, T. E. FILHO, L. S. Tradução: STRAKER, D., HIEATT, C. Livro vermelho da flora do Brasil – Plantas raras do Cerrado - 1. ed. - Rio de Janeiro : Andrea Jakobsson: 320 p. ; 21,5 x 30 cm. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro : CNCFlora, 2014.

MITTERMEIER, R. A.; ROBLES GIL, P.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Cidade do México: CEMEX; Washington, DC: Conservation International, 2004.

MORIM, M. P.; FILARDI, F. L. R.; SARTORI, Â. L. B.; SIMON, M. F.; IGANCI, J. R. V.; LEWIS, G. P.; LIMA, H. C.; LUGHADHA, E. N.; FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D. Assembling the Brazilian flora: overview of Leguminosae diversity. *Brazilian Journal of Botany*, v. 47, n. 4, p. 1245–1271, 2024. DOI: 10.1007/s40415-024-01034-7.  
MOHSENIN, N. N. Physical properties of plant and animal materials: structure, physical characteristics and mechanical properties. 2. ed. New York: Gordon and Breach Science Publishers, 1986.

MOUNCE, R.; SMITH, P.; BROCKINGTON, S. *Ex situ* conservation of plant diversity in the world's botanic gardens. *Nature Plants*, 3(10), 795-802. 2017.

MUNHOZ, C.; PROENÇA, C. Composição florística do Município de Alto Paraíso de Goiás na Chapada dos Veadeiros. 102–5. 1998.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, London, vol. 403, p. 853-858, 2000.

PAIVA, S. R.; ALBUQUERQUE, M. S. M.; SALOMÃO, A. N. et al. Recursos genéticos : o produtor pergunta, a Embrapa responde. 298 p. Brasília, DF: Embrapa, 2019.

PENCE, V. C.; BALLESTEROS, D.; WALTERS, C. Cryobiotechnologies: Tools for expanding long-term *ex situ* conservation to all plant species. *Biological Conservation* 250, 108736. 2020.

PENCE, V. C.; MEYER, A.; LINSKY, J. et al. Defining exceptional species - A conceptual framework to expand and advance *ex situ* conservation of plant diversity beyond conventional seed banking. *Biological Conservation* 266, 109440. 2022.

- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. Biologia da conservação. Londrina: E. Rodrigues, 2001.
- QUEIROZ, L. P. Leguminosas da Caatinga. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana, 2009. 467 p.
- RAVEN, P. H. Plants make our existence possible. *Plants, People, Planet*, v. 3, n. 1, p. 2-6, 2021. DOI: 10.1002/ppp3.10173.
- RIBEIRO J. F.; WALTER B. M. T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In *Cerrado: ecologia e flora* (SM Sano, SP Almeida & JF Ribeiro, eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina. p.151-212. 2008.
- SCHINDLER, B.; FIGUEIRA, M.; NORONHA, S. E. de; MATIAS, R. A. M.; ALVES-DA-SILVA, D.; SIMON, M. F. From the field to the laboratory: a multidisciplinary approach to conserving the microendemic *Vellozia sessilis* in Chapada dos Veadeiros, Brazil. *Annals of Botany*, v. 00, p. 1–16, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcaf244>.
- SHIVANNA, K. R. Climate change and its impact on biodiversity and human welfare. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, v. 88, n. 2, p. 160-171, 2022. DOI: 10.1007/s43538-022-00073-6.
- SILVA, S. R.; OLIVEIRA, W. L.; MEDEIROS, M. B. Plano de recuperação de *Uebelmannia buiningii* Donald (Cactaceae). Brasília: 1. ed. 2021.
- SIMON, M. F.; AMARAL, M. F. *Mimosa splendida* Barneby (*Mimosoideae*, Leguminosae) rediscovered in Central Brazil: preliminary studies for conservation of a rare species. *Revista Brasil. Bot.*, vol. 26, n.1, p.93-96. 2003.
- SIMON, M. F.; PROENÇA, C. Phytogeographic patterns of *Mimosa* (*Mimosoideae*, Leguminosae) in the Cerrado biome of Brazil: an indicator genus of high-altitude centers of endemism? *Biological Conservation* 96:279-296. 2000.
- SIMON, M. F.; REIS, T. S.; MENDOZA, J. M. Conservation assessment of cassava wild relatives in central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, vol. 29, p. 1589–1612, 2020.
- STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 1-3, 23 mar. 2017.
- VERDI, M. , OLIVEIRA, J. A. (Org). Plano de Ação Nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Bacia do Alto Tocantins : PAN Bacia do Alto Tocantins. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, CNCFlora, 2025.
- WESTWOOD, M.; CAVENDER, N.; MEYER, A.; SMITH, P. Botanic garden solutions to the plant extinction crisis. *Plants People Planet*. 2021;3:22–32. 2020.

## **CAPÍTULO I**

### **REVISÃO DO RISCO DE EXTINÇÃO DAS ESPÉCIES AMEAÇADAS *MIMOSA DOMINARUM* E *MIMOSA RHEIPTERA*, ENDÊMICAS DA CHAPADA DOS VEADEIROS, GOIÁS, BRASIL**

## RESUMO

O Cerrado brasileiro é um dos hotspots de biodiversidade do mundo, devido à sua grande diversidade florística e ao elevado número de espécies com distribuição restrita e ameaçadas. Apesar de sua relevância ecológica, a intensificação do uso da terra, especialmente para fins agrícolas, tem resultado na supressão acelerada da cobertura vegetal nativa do Cerrado e no crescente comprometimento da integridade do ecossistema. Nesse contexto, a Chapada dos Veadeiros, situada no nordeste do estado de Goiás, destaca-se como uma região de alta singularidade biológica dentro desse bioma. O presente estudo teve como objetivo contribuir para a conservação de *Mimosa dominarum* e *M. rheiptera*, ambas endêmicas da Chapada dos Veadeiros, por meio de mapeamento da distribuição, realização de estudos populacionais, identificação de ameaças atuais e estimativas do risco de ameaça. Os dados de ocorrência foram analisados por meio de consulta a herbários para identificar o histórico de registros dessas espécies e estabelecer áreas potenciais para expedições de campo em busca de novos registros. As atividades de campo foram realizadas entre maio de 2024 e setembro de 2025. A estrutura populacional foi avaliada utilizando parcelas de 10 x 20 m, onde os indivíduos foram classificados como plântulas, juvenis e adultos, e sua altura e diâmetro ao nível do solo registrados. A extensão de ocorrência (EOO) e área de ocupação (AOO) foram calculadas utilizando os softwares QGIS e GeoCAT, de acordo com os critérios estabelecidos pela IUCN. A perda de habitat na área de ocorrência foi analisada com base nos dados de cobertura do uso do solo fornecidos pela plataforma MapBiomas. Os dados obtidos foram utilizados para avaliar as espécies de acordo com critérios A a D da IUCN. A compilação de pontos de ocorrência resultou em 8 registros para *M. dominarum* e 31 para *M. rheiptera*, totalizando uma AOO 16 km<sup>2</sup> e EOO de 55,7 km<sup>2</sup>, e AOO de 112 km<sup>2</sup> e EOO de 2.527,6 km<sup>2</sup>, respectivamente. A análise temporal da paisagem utilizando o MapBiomas, permitiu estimar uma perda de 4,8% e de 9,3% na vegetação nativa ao longo de 34 anos no EOO das espécies, respectivamente. Além disso, parte considerável das EOOs das espécies estão inseridas em Unidades de Conservação, com 32,0 km<sup>2</sup> para *M. dominarum* e 1.249,4 km<sup>2</sup> para *M. rheiptera*, o que representa um aspecto favorável à sua proteção. Embora existam variações locais, os levantamentos de campo registraram contingentes populacionais significativos em diferentes áreas. As populações amostradas apresentaram forte variação, desde áreas com alto recrutamento, com predominância de plântulas e juvenis, até locais com baixa regeneração e predominância de adultos. Para *M. dominarum*, o número de indivíduos variou de 16 a 900 ind/ha, já em *M. rheiptera* foi de 97 a 853 ind/ha. Com base nos parâmetros populacionais e



espaciais analisados, *M. dominarum* pode ser considerada Criticamente Ameaçada (CR), devido a sua distribuição restrita, atendendo ao critério B1ab(i,iii). Por outro lado, *M. rheiptera* não atendeu aos limiares dos critérios e é classificada como Quase Ameaçada (NT). Neste contexto, os resultados reforçam a necessidade de revisar o risco de extinção das espécies, buscando integrar metodologias para a conservação de plantas que sofrem com a crescente perda de habitat. Este estudo contribui para a integração de dados visando o planejamento de estratégias de manejo e conservação mais eficazes para *M. dominarum* e *M. rheiptera*.

**Palavras-chave:** Cerrado; distribuição geográfica; Fabaceae; IUCN; risco de extinção.

## ABSTRACT

The Brazilian Cerrado is one of the world's biodiversity hotspots due to its high floristic diversity and large number of species with restricted distributions and threatened status. Despite its ecological importance, the intensification of land use, especially for agricultural purposes, has resulted in the rapid suppression of native Cerrado vegetation and increasing degradation of ecosystem integrity. In this context, Chapada dos Veadeiros, located in northeastern Goiás state, stands out as a region of remarkable biological uniqueness within this biome. This study aimed to contribute to the conservation of *Mimosa dominarum* Barneby and *M. rheiptera* Barneby, both endemic to Chapada dos Veadeiros, through distribution mapping, population studies, identification of current threats, and extinction risk assessment. Occurrence data were analyzed through herbarium surveys to identify the historical records of these species and establish potential areas for field expeditions aimed at locating new populations. Field activities were carried out between May 2024 and September 2025. Population structure was assessed using 10 × 20 m plots, in which individuals were classified as seedlings, juveniles, or adults, and their height and stem diameter at ground level were recorded. Extent of Occurrence (EOO) and Area of Occupancy (AOO) were calculated using QGIS and GeoCAT software, according to IUCN criteria. Habitat loss within the species' distribution areas was analyzed based on land-use and land-cover data provided by the MapBiomias platform. The resulting data were used to evaluate the species according to IUCN criteria A to D. The compilation of occurrence records resulted in 8 records for *M. dominarum* and 31 for *M. rheiptera*, corresponding to an AOO of 16 km<sup>2</sup> and an EOO of 55.7 km<sup>2</sup> for *M. dominarum*, and an AOO of 112 km<sup>2</sup> and an EOO of 2,527.6 km<sup>2</sup> for *M. rheiptera*. Temporal landscape analysis using MapBiomias estimated a loss of 4.8% and 9.3% of native vegetation over 34 years within the EOOs of the species, respectively. In addition, a considerable portion of the EOOs is located within protected areas, with 32.0 km<sup>2</sup> for *M. dominarum* and 1,249.4 km<sup>2</sup> for *M. rheiptera*, representing a favorable aspect for their conservation. Although local variations were observed, field surveys recorded significant population sizes in different areas. The sampled populations showed marked variation, ranging from areas with high recruitment and predominance of seedlings and juveniles to sites with low regeneration and predominance of adult individuals. For *M. dominarum*, population density ranged from 16 to 900 individuals/ha, whereas for *M. rheiptera* it ranged from 97 to 853 individuals/ha. Based on the analyzed population and spatial parameters, *M. dominarum*

can be considered Critically Endangered (CR) due to its restricted distribution, meeting criterion B1ab(i,iii). In contrast, *M. rheiptera* did not meet the thresholds for threatened categories and is classified as Near Threatened (NT). In this context, the results reinforce the need to reassess the extinction risk of these species while integrating methodologies for the conservation of plants affected by increasing habitat loss. This study contributes to the integration of data aimed at planning more effective management and conservation strategies for *M. dominarum* and *M. rheiptera*.

**Keywords:** Cerrado; geographic distribution; Fabaceae; IUCN; risk of extinction.

## 1. INTRODUÇÃO

A perda acelerada da diversidade vegetal constitui um dos principais desafios ambientais da atualidade, especialmente em regiões reconhecidas como de elevada diversidade. Os hotspots de biodiversidade são considerados locais prioritários na conservação ambiental (MITTERMEIER et al. 2004; MYERS et al., 2000). Entre essas regiões, destaca-se o Cerrado, abrigando mais de 12.000 espécies de Angiospermas (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2025) em suas diferentes fitofisionomias (RIBEIRO; WALTER, 2008). Porém, o desmatamento levou à perda de cerca de metade da vegetação nativa do cerrado, principalmente devido ao acelerado desenvolvimento agrícola (GIAM, 2017; ALENCAR et al., 2020).

A conservação da flora do Cerrado já se mostrava alarmante a partir da divulgação da Lista Vermelha da Flora do Brasil – Plantas Raras do Cerrado (MARTINELLI et al., 2014). Em um levantamento, 366 espécies foram reconhecidas como raras ou sob algum grau de ameaça, sendo 231 espécies (40%) classificadas como Em Perigo (EN), 61 espécies (10%) como Criticamente em Perigo (CR) e 74 espécies (13%) como Vulneráveis (VU). 148 espécies (26%) foram incluídas na categoria Dados Insuficientes (DD), evidenciando a carência de informações básicas para uma avaliação adequada do risco de extinção (MARTINELLI et al., 2014). Quando os habitats naturais dessas espécies raras sofrem impactos como destruição, fragmentação ou uso inadequado, ocorre a redução da área de distribuição, do tamanho populacional e da variabilidade genética, tornando-as ainda mais vulneráveis à extinção (IŞIK, 2011; QAZI, 2022).

Estimativas atualizadas baseadas em 1447 espécies do Cerrado avaliadas classificaram 855 espécies de plantas como ameaçadas, sendo 488 (33%) como EN, 186 (12%) como CR, além de 181 (13%) como VU. O número de DD aumentou para 222 espécies, mas ainda há 4026 espécies endêmicas do Cerrado que ainda não foram avaliadas (CNCFlora, 2025). Associado a esse contexto, análises prospectivas demonstram que a manutenção das taxas atuais de desmatamento e conversão de áreas naturais pode resultar na extinção de aproximadamente 480 espécies de plantas endêmicas do Cerrado, valor que supera em mais de três vezes o número total de extinções vegetais registradas mundialmente desde o ano de 1500 (STRASSBURG et al., 2017). Esses dados evidenciam não apenas a intensificação das pressões antrópicas sobre o bioma, mas também a necessidade urgente de ampliar esforços de pesquisa, monitoramento e implementação de políticas públicas eficazes para a conservação da flora do Cerrado.

Com o propósito de enfrentar os processos que ameaçam a biodiversidade do Cerrado, destaca-se o PAN da Bacia do Alto Tocantins, coordenado pelo Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, que define, ao longo de um ciclo de cinco anos, diretrizes e metas para a conservação de espécies incluídas na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção (PORTARIA MMA Nº 148, 2022). Essa ação engloba a região do norte do estado de Goiás, onde estão localizados importantes centros de endemismo de plantas, incluindo a região da Chapada dos Veadeiros (VERDI & OLIVEIRA, 2025).

A região diferencia-se pela elevada heterogeneidade ambiental e por altitudes elevadas, que associadas à presença de formações e micro-habitats específicos, favorece o estabelecimento de condições ecológicas que sustentam elevados níveis de endemismo em plantas (FERREIRA; TOKARSKI, 2007). Dentre os grupos de plantas, destaca-se o gênero *Mimosa* L. (Fabaceae), com mais de 40 espécies registradas, das quais aproximadamente metade são endêmicas da região (SIMON; PROENÇA, 2000), incluindo diversas espécies raras ou pouco coletadas (SIMON; AMARAL, 2003; SIMON et al., 2011). Muitas dessas espécies enquadram-se nos critérios de raridade e ameaça, por apresentarem distribuição geográfica restrita e poucas populações remanescentes, frequentemente com baixo número de indivíduos.

A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas (IUCN, 2022) uma das principais referências globais para a avaliação do risco de extinção das espécies, classificando-as conforme o grau de risco de extinção (BETTS et al., 2019). As avaliações conduzidas segundo o sistema IUCN baseiam-se, de forma geral, em diferentes parâmetros, considerando evidências de redução populacional ao longo do tempo (critérios A e E), restrições na distribuição geográfica das espécies (critério B) e características relacionadas ao tamanho e à estrutura das populações, como número de indivíduos e de indivíduos maduros (critérios C e D; IUCN, 2001).

De modo geral, as avaliações do risco de extinção de plantas realizadas segundo os critérios da IUCN baseiam-se predominantemente no critério B, que considera parâmetros de distribuição geográfica, como Extensão de Ocorrência (EEO) e Área de Ocupação (AOO). Essa tendência é reconhecida na literatura e reflete, em grande parte, a escassez de informações populacionais detalhadas para a maioria das espécies vegetais (BRUMMITT et al., 2015). Estudos de síntese em escala global (BRUMMITT et al., 2015), demonstram que critérios associados ao tamanho populacional, como os critérios C e D, são raramente

aplicados em plantas, justamente pela ausência de dados robustos sobre número de indivíduos, estrutura etária e dinâmica populacional.

Nesse contexto, os dados populacionais assumem papel central para uma avaliação mais precisa do risco de extinção, constituindo uma base fundamental para a compreensão do nível de ameaça de uma espécie. Levantamentos demográficos permitem estimar o número total de indivíduos, daqueles que são reprodutivos, os padrões de recrutamento e regeneração, além de identificar populações em expansão, estabilidade ou declínio. Essas informações são fundamentais para inferir a viabilidade populacional a longo prazo, avaliar a resistência das espécies frente a distúrbios ambientais e realizar a aplicação adequada dos outros critérios da IUCN, permitindo avaliar, de forma objetiva, sua dinâmica e viabilidade ao longo do tempo. (MACE *et al.*, 2008). Assim, a incorporação de dados populacionais reduz a dependência exclusiva desses dados de distribuição geográfica e contribui para diagnósticos mais realistas do risco de extinção, especialmente em espécies com distribuição restrita.

*Mimosa dominarum* Barneby e *M. rheiptera* Barneby são espécies raras e endêmicas da região da Chapada dos Veadeiros. No ano de 2020, ambas espécies foram avaliadas como Em perigo (EN) e constam na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN e na Lista de Espécies Ameaçadas do Brasil (PORTARIA MMA Nº 148, DE 7 DE JUNHO DE 2022), em virtude da sua distribuição geográfica restrita e ameaças como a perda e degradação de habitats naturais em consequência da expansão agrícola e pecuária, e queimadas frequentes.

As espécies estudadas pertencem ao gênero *Mimosa*, um dos mais diversos da família, amplamente representado no Brasil e particularmente rico no bioma Cerrado (SIMON; PROENÇA, 2000; MORIM *et al.*, 2024). *Mimosa* é composto por espécies com ampla variação de forma de vida, incluindo arbustos e árvores, e apresenta elevada taxa de endemismo no território brasileiro (MORIM *et al.*, 2024). *Mimosa dominarum* Barneby e *M. rheiptera* Barneby pertencem ao grupo *Pachycarpae*, uma linhagem caracterizada por elevada diversidade e endemismo no Cerrado (BORGES *et al.*, 2022). Ambas são espécies com porte arbustivo a arbóreo, endêmicas da região da Chapada dos Veadeiros, Goiás (BARNEBY, 1991), com poucos registros de ocorrência disponíveis em bases de dados botânicos (SPECIESLINK, 2025). Essas características justificam sua seleção como espécies-alvo para os estudos populacionais, espaciais e de conservação desenvolvidos neste trabalho.

*Mimosa. dominarum* foi registrada exclusivamente no município de Alto Paraíso de Goiás, em áreas de campo rupestre (DUTRA *et al.*, 2020). Apresenta uma distribuição extremamente restrita, constando em seus dados mais recentes uma Extensão de Ocorrência

(EOO) de 156 km<sup>2</sup> e uma Área de Ocupação (AOO) de apenas 20 km<sup>2</sup> (FERNANDEZ; MORAES, 2020a). Já *M. rheiptera*, possui registros nos municípios de Alto Paraíso de Goiás e São João d'Aliança, habitando áreas de campo limpo, campo rupestre e cerrado rupestre (DUTRA et al, 2020). Sua EOO é de 1.064 km<sup>2</sup> e a AOO de 44 km<sup>2</sup> (FERNANDEZ; MORAES, 2020b). As avaliações do risco de extinção das espécies realizadas por Fernandez & Moraes (2020a,b) as classificam como em perigo (EN) B1ab(iii)+2ab(iii) dentro dos critérios estabelecidos pela IUCN.

Devido à lacuna de conhecimentos sobre *M. dominarum* e *M. rheiptera*, incluindo a falta de informações de dados populacionais nas últimas avaliações conduzidas pelo CNCFlora e estimativas do tamanho de suas populações, são necessários estudos que forneçam mapeamentos atualizados de sua distribuição geográfica, bem como informações sobre as principais fontes de ameaças a essas espécies. Tais informações permitirão uma melhor compreensão sobre o real risco de extinção destas espécies. Este capítulo buscou contribuir para a conservação das duas espécies ameaçadas na região da Chapada dos Veadeiros. Para isso, buscou-se ampliar o conhecimento sobre a distribuição geográfica dessas espécies a partir do mapeamento de populações conhecidas e recém-identificadas. Foi realizado um estudo demográfico em populações selecionadas, com a quantificação de indivíduos em diferentes estágios de desenvolvimento, visando caracterizar a estrutura populacional. O trabalho também teve como finalidade identificar potenciais ameaças às espécies, incluindo processos de perda e alteração de habitat ao longo do tempo. Por fim, com base nos dados obtidos, também indicou-se uma categoria quanto à categoria de ameaça atribuída a *M. dominarum* e *M. rheiptera* seguindo os critérios A, B, C e D estabelecidos pela IUCN, fornecendo informações necessárias para atualizações em avaliações de risco e para ações de conservação.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo:**

A Chapada dos Veadeiros se localiza porção norte de Goiás (SANO et al., 2019), compreendendo os municípios de Alto Paraíso de Goiás, Campos Belos, Cavalcante, Colinas do Sul, Monte Alegre de Goiás, São João d'Aliança e Teresina de Goiás (JÚNIOR et al., 2014; ICMBIO, 2024), além de estar inserida na Faixa de Dobramentos Brasília, sendo constituída por formações geológicas pertencentes ao Grupo Paranoá (CAMPOS et al., 2013).

Também é conhecida como “terras altas do Tocantins”, correspondendo a uma das 25 unidades fisiográficas identificadas para o Brasil Central (COCHRANE et al., 1985).

As formações vegetacionais características são associadas a solos pouco profundos e de textura arenosa, especialmente em áreas de campos rupestres e campos úmidos (CORREIA, 2001). Na área, destaca-se o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV), instituído em 1961, que atualmente abrange cerca de 240.000 hectares (TROVÓ; ECHTERNACHT, 2022) com altitudes variando de 620 a 1.650 m (FELFILI et al., 2001). A região destaca-se pela marcante diversidade ambiental e pelas altitudes elevadas que, em conjunto com a ocorrência de formações vegetacionais e micro-habitats particulares, criam condições ecológicas propícias à manutenção de altos índices de endemismo (SIMON; PROENÇA, 2000; FERREIRA; TOKARSKI, 2007).

## 2.2 Mapeamento de distribuição geográfica:

Com o objetivo de aprimorar o conhecimento sobre a área de ocorrência das espécies estudadas, foram realizadas consultas em herbários virtuais, como Re flora e SpeciesLink, bem como visitas presenciais aos herbários CEN e UFG. Além dos registros de herbários, foram realizadas expedições a campo para explorar áreas de ocorrência potencial de *M. dominarum* e *M. rheiptera*. As expedições foram feitas entre Maio de 2024 e Setembro de 2025 em locais identificados como habitats propícios para ocorrência das espécies com base em registros de herbário. Os mapas de distribuição geográfica foram elaborados no software QGIS (versão 3.34), utilizando o sistema de referência SIRGAS 2000 / UTM zona 23S, contendo imagens de satélite processadas na plataforma Google Earth Engine (GORELICK *et al.*, 2017). A partir dos pontos de ocorrência, foram calculadas a Extensão de Ocorrência (EOO), por meio do polígono mínimo convexo. Em seguida, foi calculada a Área de Ocupação (AOO), utilizando uma grade de células de 4 km<sup>2</sup>, conforme recomendado pela IUCN (IUCN, 2022).

## 2.3 Estimativa de perda de habitat:

A análise da perda de habitat dentro da área de distribuição de *M. dominarum* e *M. rheiptera* foi realizada utilizando dados de uso do solo fornecidos pela plataforma MapBiomas (<https://brasil.mapbiomas.org/>) para os anos de 1990 a 2024. Para estimar a perda de habitat dentro desse período, foi realizada a interseção entre os mapas de uso e cobertura do solo com o polígono da EOO e AOO de cada espécie. Além disso, foi utilizado um buffer de 2 km em volta de cada EOO para obtenção de uma melhor projeção da área afetada por



perda de habitats no entorno da distribuição conhecida de cada espécie. A quantificação das áreas foi realizada a partir da contagem de pixels (30 x 30 m) e conversão para área (hectares e quilômetros quadrados). Os rasters foram agrupados em classes de vegetação nativa e áreas antropizadas, permitindo estimar a perda de habitat e a expansão de áreas antrópicas ao longo do período analisado. Essas informações foram utilizadas para inferir tendências de declínio na qualidade e extensão do habitat (critério B), bem como uma medida indireta nas estimativas de declínio populacional e redução no número de indivíduos reprodutivos (critérios A e C).

#### 2.4 Dados populacionais:

A metodologia para análise da estrutura populacional das espécies envolveu o estabelecimento de parcelas de 10 x 20 m, em diferentes sítios amostrais, totalizando 200 m<sup>2</sup> cada. Após a definição dos limites, foi feita a contagem de todos os indivíduos no interior da área delimitada, registrando a sua geolocalização, altura, estágio de desenvolvimento e diâmetro do tronco. Nas áreas de difícil acesso ou com um espaçamento muito grande entre uma planta e outra, foi realizado um censo de todos indivíduos presentes na área coletando as mesmas informações, mas parcelas foram delineadas posteriormente com o auxílio do QGIS, com base na localização dos indivíduos com o auxílio do GPS em campo.

Os indivíduos foram classificados em três estágios: plântula, com altura de até 30 cm de altura; juvenil, quando sua altura ultrapassou 30 cm de altura e não apresentou características reprodutivas; e adulto, quando apresentou características reprodutivas (presença de flores ou frutos). Para medir a altura da planta, foi utilizada uma trena, ou uma régua telescópica quando necessário para indivíduos mais altos. O diâmetro do caule/tronco (DAS) foi mensurado com o auxílio de um paquímetro digital, a uma altura de 15 centímetros do solo para indivíduos juvenis e adultos, e ao nível do solo para plântulas (menores que 30 cm de altura). Para indivíduos com mais de um caule em que se obteve dois valores de DAS, foi utilizado fórmula para determinar uma medida, sendo  $\sqrt{(X1^2+X2^2+X3^2\dots)}$ , em que X representa cada DAS medido.

A estimativa do número total de indivíduos maduros foi realizada por meio da extrapolação da densidade obtida para a área ocupada pela espécie em cada população, estimada com base em observações em campo e imagens de satélite sobre a extensão do habitat. A densidade média global (indivíduos maduros por hectare) foi calculada pela razão entre o número total de indivíduos adultos e a área total amostrada (ind./ha). Dessa forma, a

estimativa do número total de indivíduos maduros foi obtida multiplicando-se a densidade (indivíduos maduros adultos por hectare) pela área ocupada pela espécie em cada população amostrada.

## 2.5 Revisão do risco de extinção das espécies:

A revisão do risco de extinção de *M. dominarum* e *M. rheiptera* foi realizada a partir da integração de dados populacionais, espaciais e ambientais, seguindo os critérios e diretrizes estabelecidos pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2022). Após levantamento de registros de ocorrência provenientes de herbários físicos e bases de dados digitais (SpeciesLink e Re flora), foram considerados apenas aqueles com identificação taxonômica verificada. Os dados populacionais obtidos em campo, incluindo número total de indivíduos, densidade por hectare, estimativa global por hectare, distribuição entre fases de vida (plântulas, juvenis e adultos) e presença de indivíduos reprodutivos, foram utilizados para complementar a revisão do risco de extinção segundo os Critérios C e D da IUCN, que consideram o tamanho populacional e a estrutura das populações.

A combinação desses dados permitiu avaliar se os limites quantitativos estabelecidos para categorias de ameaça eram atendidos. A revisão do risco de extinção das espécies foi conduzida de forma integrada, considerando conjuntamente os parâmetros espaciais (AOO e EOO), a perda e degradação do habitat, o número de localidades, os dados demográficos e as ameaças observadas em campo. Esse procedimento possibilitou uma análise mais robusta e atualizada do grau de ameaça enfrentado por *M. dominarum* e *M. rheiptera*. Para o critério A foi considerado o tempo de geração de 10 anos, resultando em uma análise de redução populacional ao longo de 30 anos, período equivalente às estimativas de perda de habitats e mudança no uso da terra (34 anos). O número de localidades (“locations”) do critério B foi definido como a contagem de células correspondentes ao AOO.

## 3. RESULTADOS

### 3.1 Mapeamento de distribuição geográfica:

- ***M. dominarum*:**

Foram registradas dez coletas de herbário de *M. dominarum* (Apêndice 1). Dentre esses registros, três apresentaram ausência de coordenadas geográficas, constando apenas

coordenadas municipais ou imprecisas. Também foram identificadas duplicatas com inconsistências taxonômicas, sendo três registros com divergência de identificação de duplicata da mesma coleta em diferentes herbários. Estes registros não foram considerados, resultando em seis registros validados utilizados no mapeamento.

Os levantamentos realizados em herbários e em campo permitiram atualizar a distribuição geográfica de *M. dominarum*, o que resultou na diminuição de sua AOO e EOO, considerando apenas pontos validados. A incorporação desses registros resultou em estimativas de Área de Ocupação (AOO) de 16 km<sup>2</sup> e Extensão de Ocorrência (EOO) de 55,7 km<sup>2</sup> (Figura 1).

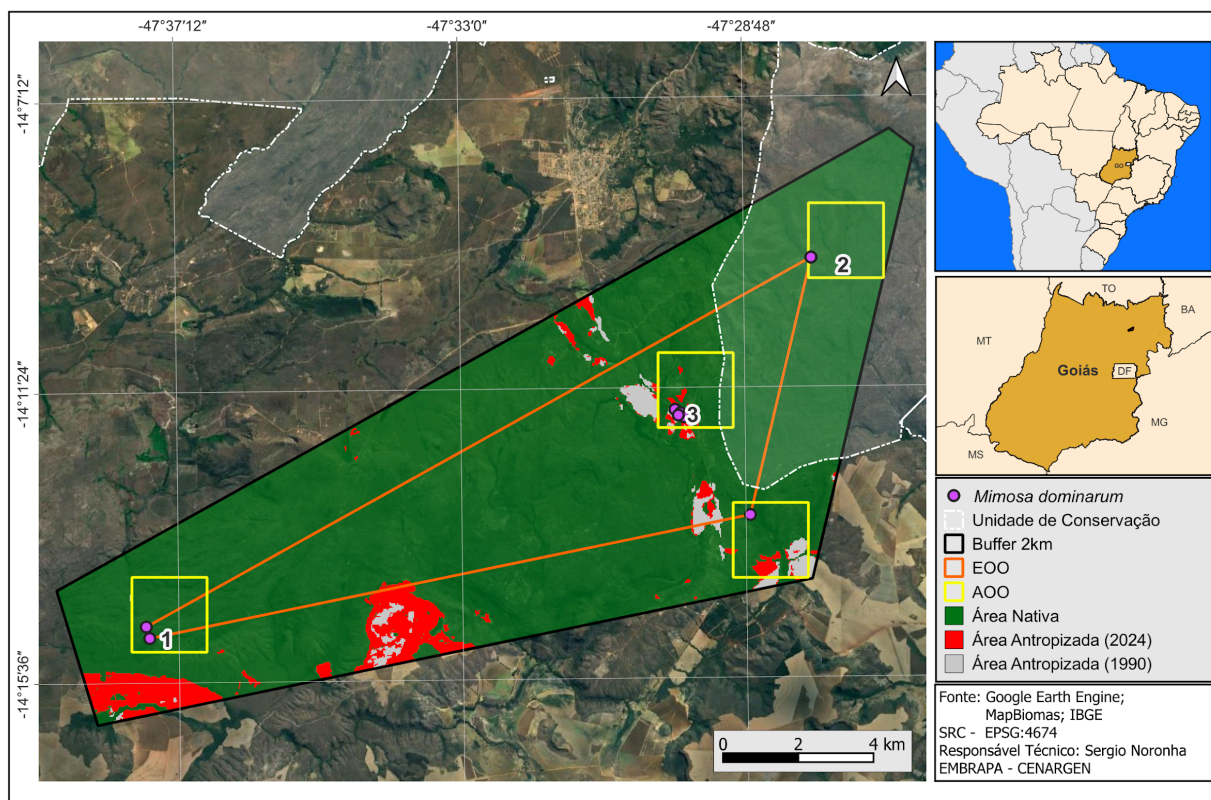


Figura 1. Mapa de Área de ocupação e Extensão de ocorrência de *Mimosa dominarum* com buffer de 2 km. Polígono verde representa a área nativa, manchas cinzas mostram área antropizada em 1990 e em vermelho a área antropizada em 2024. Números representam populações amostradas: (1) Cachoeira do Papagaio, (2) Serra da Baliza, (3) Fazenda Rosmaninho.

- *M. rheiptera*:

Foram registrados 31 espécimes de herbário de *M. rheiptera* (Apêndice 1). Dentre esses registros, 11 apresentaram ausência de coordenadas geográficas, constando apenas coordenadas municipais ou imprecisas. Além disso, três registros não possuíam informação sobre o coletor e dez não apresentavam imagem do material, o que não permitiu a comprovação da sua identificação taxonômica. Também foram identificados 26 registros com divergência de identificação de duplicata da mesma coleta em diferentes herbários. No total foram utilizados 36 registros validados no mapeamento da espécie.

Os levantamentos realizados em herbários e em campo permitiram atualizar e ampliar a distribuição geográfica de *M. rheiptera*, a partir da identificação de novas populações em sua área de ocorrência. A incorporação desses registros resultou em estimativas de Área de Ocupação (AOO) de 112 km<sup>2</sup> e Extensão de Ocorrência (EOO) de 2.527,6 km<sup>2</sup> (Figura 2).

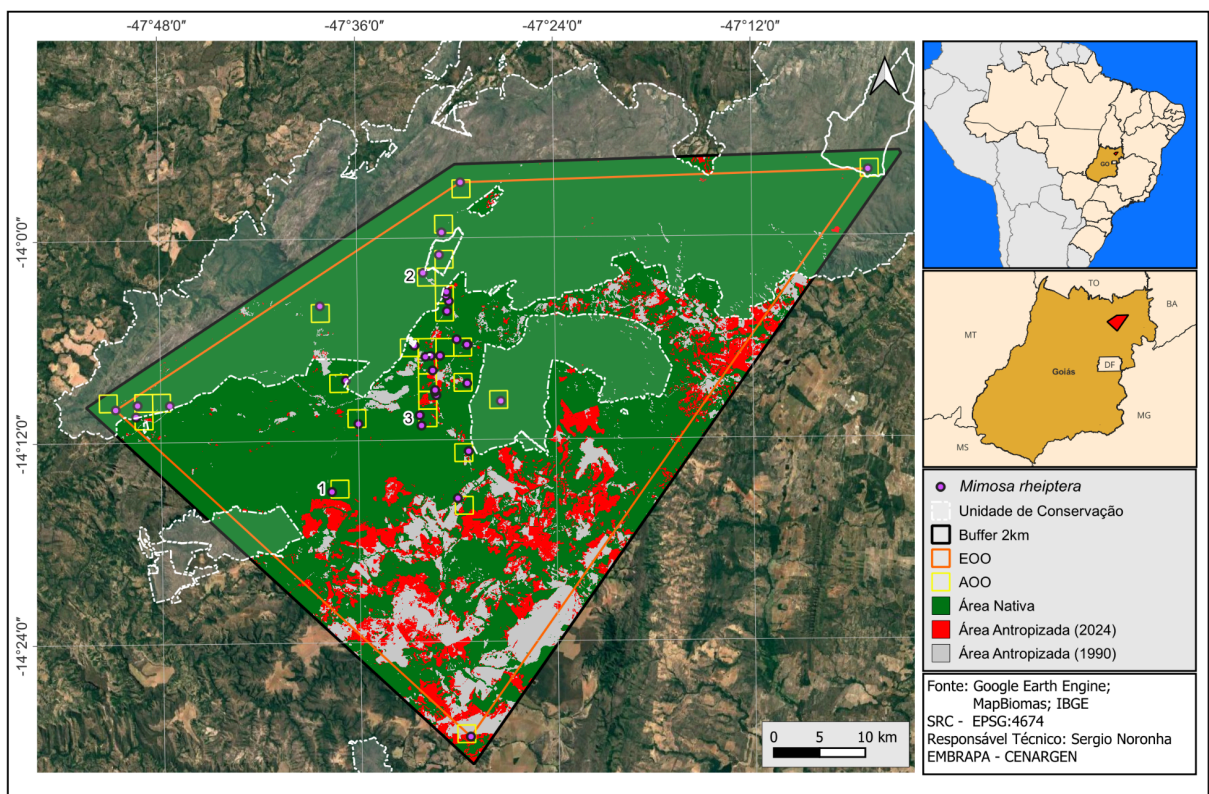


Figura 2. Mapa de Área de ocupação e Extensão de ocorrência de *Mimosa rheiptera* com buffer de 2 km. Polígono verde representa a área nativa, manchas cinzas mostram área antropizada em 1990 e em vermelho a área antropizada em 2024. Números representam populações amostradas: (1) Cachoeira do Papagaio, (2) PARNA Chapada dos Veadeiros, (3) Vale Verde.

### 3.2 Estimativa de perda de habitat:

- ***M. dominarum:***

A análise de mudanças no uso da terra na área de ocorrência de *M. dominarum* revelou uma redução da vegetação nativa de 763 hectares entre os anos de 1990 e 2024, o que corresponde a uma perda de habitat de 4,82% no período. Em contrapartida, áreas antrópicas apresentaram uma expansão, partindo de 291 ha em 1990, atingindo 1.054 ha em 2024. Ainda, estima-se uma perda de vegetação nativa de 71 ha (1,31%) na EOO da espécie e uma perda de 59 ha (3,84%) na AOO ao longo de 34 anos.

Ainda, vale destacar que a EOO da espécie está inserida em uma área contendo unidade de conservação (UC). *M. dominarum* possui duas populações próximas a UC e uma população (Serra da Baliza) que se encontra totalmente inserida no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. A EOO da espécie contempla uma área de cerca de 3.212 ha dentro da UC, o que corresponde a apenas 1,34% da área total do Parque Nacional.

- ***M. rheiptera:***

Para *M. rheiptera*, a análise das mudanças no uso e cobertura do solo também demonstrou uma redução das áreas naturais no período analisado. De um total de 268.485 hectares de vegetação nativa existentes em 1990, restaram 243.501 ha em 2024, resultando na diminuição de 24.984 ha da área do EOO mais buffer de 2 km. Isso corresponde a uma perda de habitat de 9,31% em 34 anos, sobretudo na área ao sul da distribuição da espécie. A área antropizada, que ocupava 28.363 ha no ano de 1990 expandiu-se para 53.347 ha considerando o buffer. Para a EOO da espécie estima-se uma perda de 21.270 ha, o que corresponde a perda de habitat de 9,35%. Levando em consideração a AOO da espécie, a perda de vegetação nativa foi de 464 ha, correspondendo a perda de 4,71%. no período

Na EOO de *M. rheiptera* é possível encontrar 12 unidades de conservação que estão próximas ou inseridas ao longo do polígono, sendo sete reservas particulares (Patrimônio Natural Cara Preta, Patrimônio Natural Santuário Das Pedras, Patrimônio Natural Terra Do Segredo, Patrimônio Natural Biorregional, Patrimônio Natural Murundu, Patrimônio Natural Nascentes Do Rio Tocantins e Patrimônio Natural Campos Úmidos Vochysias), uma área de relevante interesse ecológico (Cabeceira Do Córrego Mahana), uma estação ecológica (Chapada De Nova Roma) e dois Parques (Parque Estadual Águas Do Paraíso e Parque Nacional Da Chapada Dos Veadeiros). No total, as unidades de conservação abrangem

124.945 ha de áreas conservadas do total da extensão de ocorrência de *M. rheiptera*, ou seja, 49% da EOO está inserida em alguma área de conservação.

### 3.3 Dados populacionais:

Foram realizados estudos populacionais em três populações de *M. dominarum* e três populações de *M. rheiptera* em localidades distribuídas ao longo do EOO das espécies. Para *M. dominarum*, foram amostrados 186 indivíduos na Cachoeira do Papagaio em 62 parcelas. Na Serra da Baliza foram amostrados 432 indivíduos em 24 parcelas, e 36 indivíduos em 112 parcelas na Fazenda Rosmaninho. Já para *M. rheiptera* foram contabilizados 72 indivíduos em 37 parcelas na Cachoeira do Papagaio, 153 indivíduos em 38 parcelas no PARNA da Chapada dos Veadeiros e 307 indivíduos em 18 parcelas no Vale Verde (Figura 3; Tabela 1). Houve uma considerável variação na quantidade de indivíduos observados em campo, evidenciando forte heterogeneidade entre as populações. Para *M. dominarum*, a densidade populacional variou amplamente, de 16 a 900 ind/ha, enquanto em *M. rheiptera* os valores oscilaram entre 97 e 853 ind/ha (Tabela 1).

Tabela 1. Dados populacionais de *M. dominarum* (MD) e *M. rheiptera* (MR) obtidos em amostragem em campo em parcelas de 10 x 20 m, mostrando a localização das populações e números de indivíduos amostrados. SP: Espécie; Pop.: população; Coord.: coordenadas; número total de plântulas (TP); número total de juvenis (TJ); número total de adultos (TA).

| SP | Pop | Local                       | Coord                 | Nº de parcelas / área amostrada (ha) | Nº Total de Ind. / Ind. por ha | TP / TP por ha (%) | TJ / TJ por ha (%) | TA / TA por ha (%) |
|----|-----|-----------------------------|-----------------------|--------------------------------------|--------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| MD | 24  | Cachoeira do Papagaio       | -14.2491,<br>-47.6272 | 62/1,24                              | 186/150                        | 54/43 (29%)        | 97/78 (52%)        | 35/28 (19%)        |
| MD | 25  | Serra da Baliza             | -14.1588,<br>-47.4633 | 24/0,48                              | 432/900                        | 132/275 (31%)      | 254/529 (59%)      | 46/96 (10%)        |
| MD | 36  | Fazenda Rosmaninho          | -14.1966,<br>-47.4963 | 112/2,24                             | 36/16                          | 2/0,9 (5%)         | 1/0,4 (3%)         | 33/14 (92%)        |
| MR | 23  | Cachoeira do Papagaio       | -14.2488,<br>-47.6272 | 37/0,74                              | 72/97                          | 12/16 (17%)        | 27/36 (37%)        | 33/44 (46%)        |
| MR | 63  | PARNA Chapada dos Veadeiros | -14.0344,<br>-47.5330 | 38/0,76                              | 153 / 201                      | 16/21 (11%)        | 77/101 (50%)       | 60/79 (39%)        |
| MR | 65  | Vale Verde                  | -14.1752,<br>-47.5377 | 18/0,36                              | 307/853                        | 22/61 (7%)         | 271/753 (88%)      | 14/39 (5%)         |



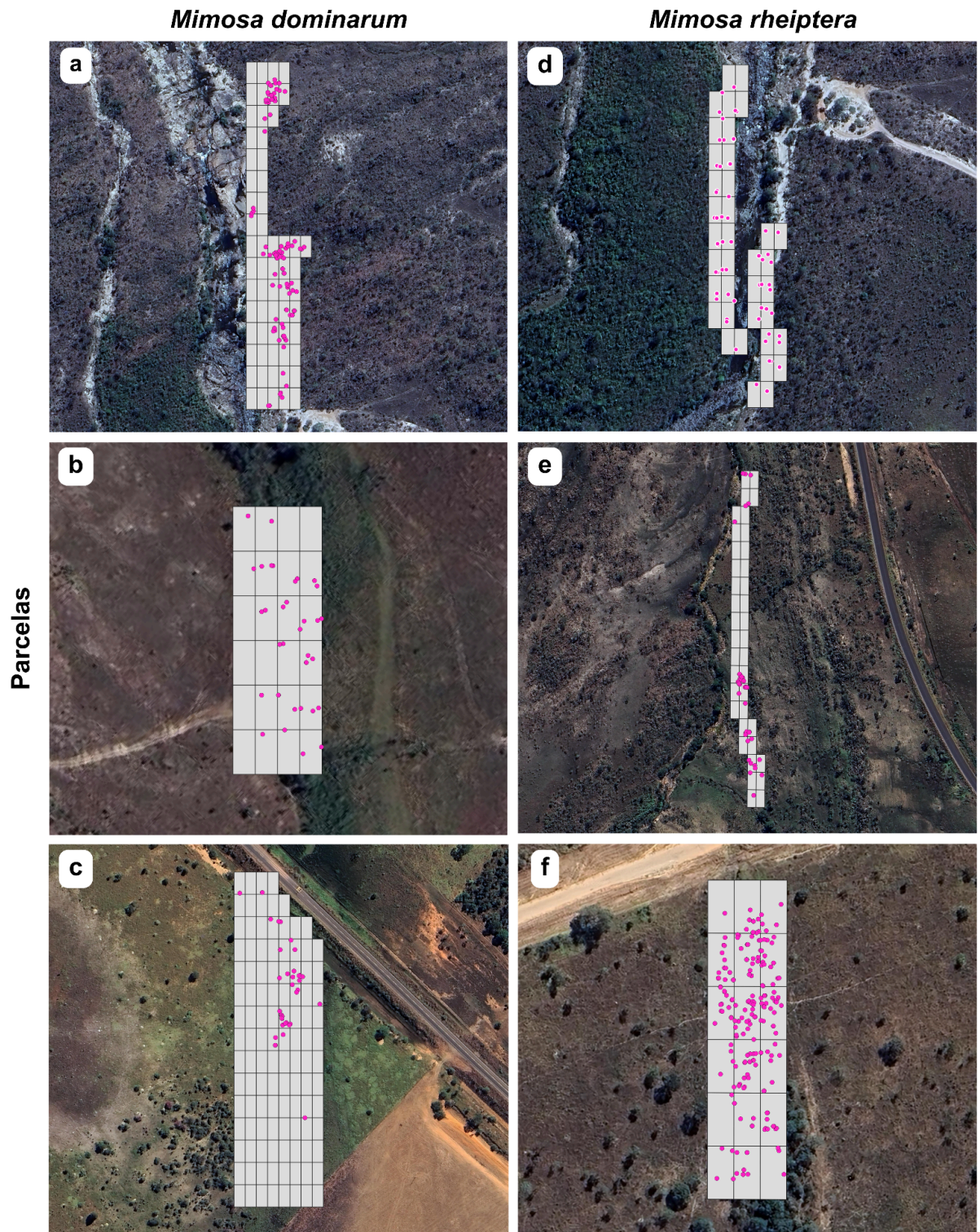


Figura 3. Amostragem populacional utilizando parcelas de 20 x 10 m realizada em populações de *M. dominarum* (a-c) e *M. rheiptera* (d-f) na Chapada dos Veadeiros. Localidades: a) Cachoeira do Papagaio, b) Serra da Baliza, c) Fazenda Rosmaninho, d) Cachoeira do Papagaio, e) PARNA Chapada dos Veadeiros e f) Vale Verde.



Os gráficos de dispersão entre o DAS e a altura demonstram um incremento linear entre estas duas medidas, bem como uma maior quantidade de indivíduos de menor porte na maioria das populações, exceto em MD36 (Figura 4).

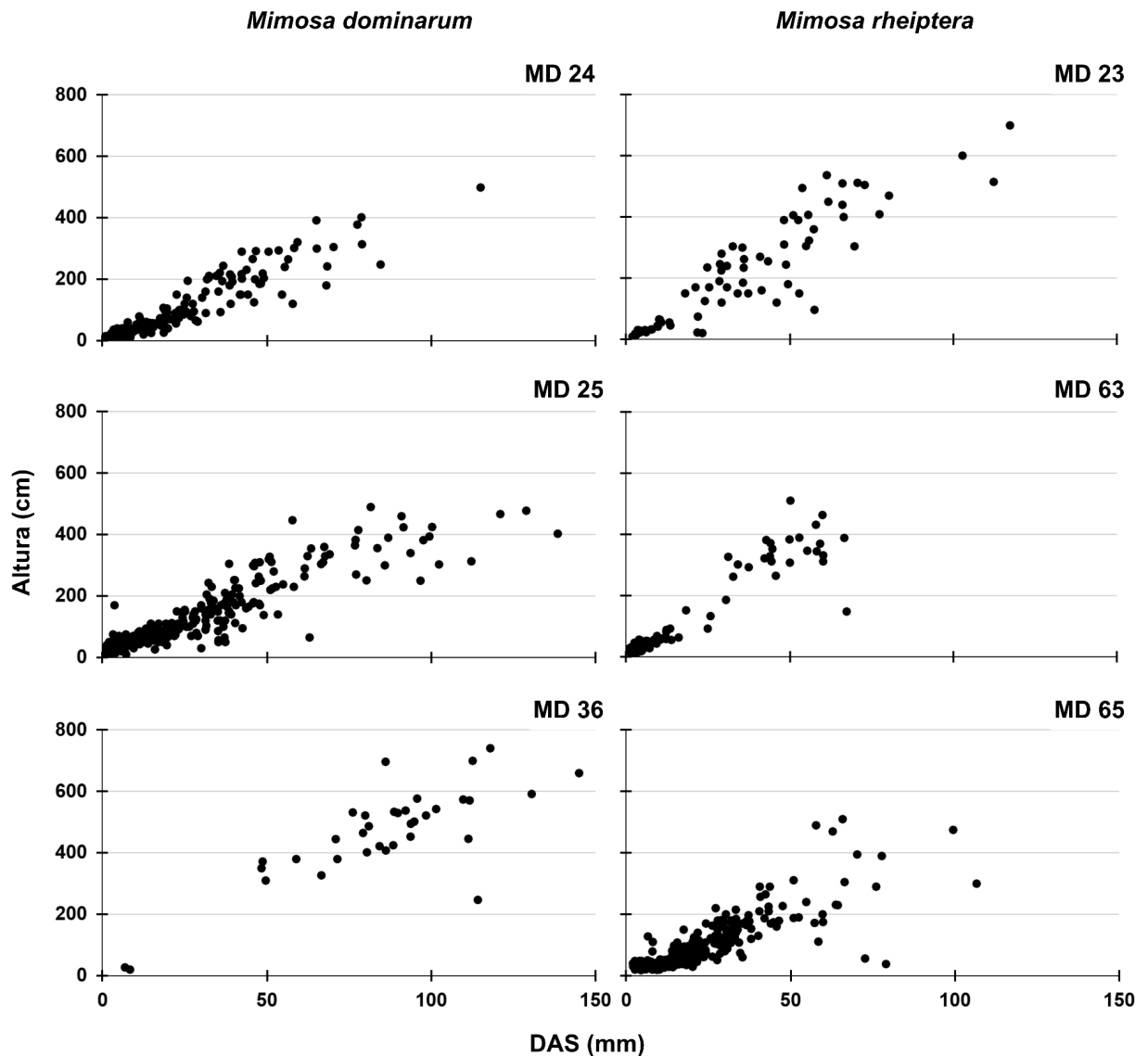


Figura 4. Gráficos de dispersão entre altura (cm) e diâmetro a altura do solo (DAS-mm) em diferentes populações de *M. dominarum* (MD24- Cachoeira do Papagaio; MD25- Serra da Baliza e MD36- Fazenda Rosmaninho) e de *M. rheiptera* (MR23 - Cachoeira do Papagaio, MR63- PARNA Chapada dos Veadeiros e MR65 - Vale Verde).

Histogramas do DAS demonstram uma maior concentração de indivíduos menores nas primeiras classes na maioria das populações, evidenciando o formato de J invertido, exceto nas populações de *M. dominarum* MD24 e MD36 (Figura 5).

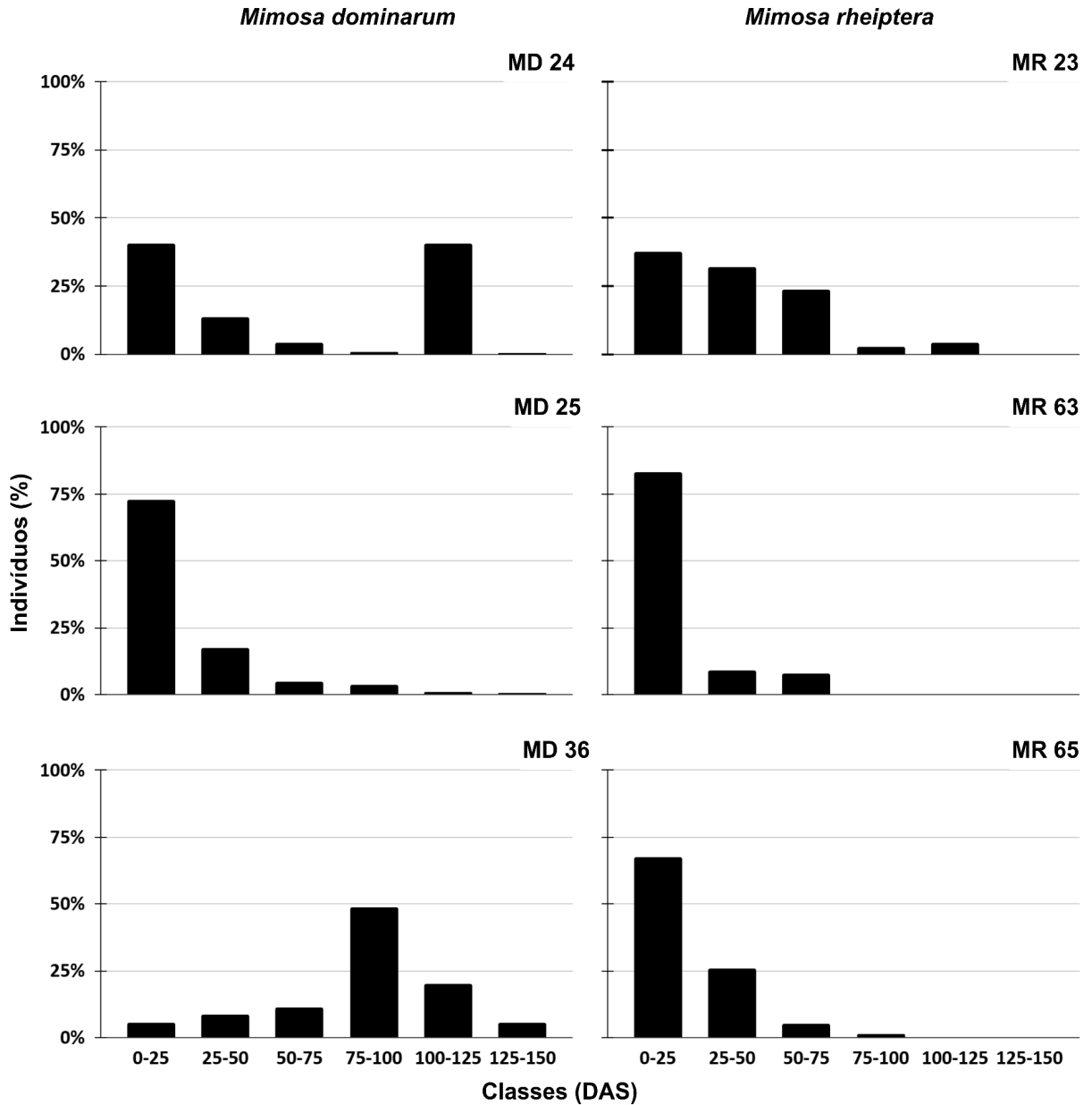


Figura 5. Histograma de classes do diâmetro na altura do solo (DAS) em indivíduos de diferentes populações de *M. dominarum*: MD24) Cachoeira do Papagaio, MD25) Serra da Baliza e MD36) Fazenda Rosmaninho; e de *M. rheiptera*: MR23) Cachoeira do Papagaio, MR63) PARNA Chapada dos Veadeiros e MR65) Vale Verde.

### 3.4 Revisão do risco de extinção:

- ***M. dominarum*:**

A partir dos parâmetros espaciais e ambientais avaliados, foi possível conduzir uma análise mais abrangente com base nos critérios de risco da IUCN. No critério A, que considera a redução populacional ao longo do tempo, a redução na população foi inferida indiretamente com base em dados de uso da cobertura do solo em um período de 34 anos, sendo o tempo equivalente ao assumido de três gerações (30 anos). Os resultados de perda de habitat obtidos para *M. dominarum* indicam valores inferiores aos limiares mínimos para enquadramento em categorias de ameaça (VU A2c=  $\geq 30\%$ ).

No que se refere ao critério B, relacionado à distribuição geográfica com base na extensão de ocorrência (B1) e/ou área de ocupação (B2), *M. dominarum* se enquadrou em Criticamente em perigo (CR), considerando o critério B1ab(i,ii,iii), uma vez que sua EOO é inferior a 100 km<sup>2</sup>, o número de “locations” foi quatro, além do declínio contínuo observado, inferido ou projetado na EOO, AOO, qualidade do hábitat. Além disso, se enquadrou como EN de acordo com B2ab(i,ii,iii), em função de sua área de ocupação em 16 km<sup>2</sup> e demais parâmetros reportados acima.

Em relação ao critério C, baseado no tamanho e declínio populacional de indivíduos maduros, embora não haja dados do total global de indivíduos, as informações obtidas em campo indicam elevada abundância (Tabela 1). As densidades de indivíduos maduros variaram de 14 a 96 ind/ha. A partir dessas densidades e da extrapolação da área ocupada pela espécie nas três populações amostradas (MD24: 30 ha  $\times$  28 ind/ha = 840; MD25: 45 ha  $\times$  96 ind/ha = 4320; MD36 com contagem total de 33 indivíduos), estima-se um total de 5.193 indivíduos maduros, o que enquadraria a espécie no limiar de VU no critério C (<10.000 indivíduos maduros), aliado a uma proporção de indivíduos maduros >90% em uma subpopulação (MD36), resultando em uma categorização VU C2a(ii).

Considerando o critério D, que estabelece limites mínimos de indivíduos maduros (D1) ou localidades condicionadas a ameaça (D2), *M. dominarum* pode ser classificada como VU D2. No entanto, ao adotar o princípio de classificação pela categoria de maior risco, a espécie se enquadraria na categoria CR, de acordo com o critério B1ab(i,ii,iii).

- ***M. rheiptera*:**

A análise dos dados também permitiu avaliar o risco de extinção de *M. rheiptera* com base nos critérios da IUCN. No critério A, valores obtidos estimam estar abaixo dos limites exigidos para enquadramento em categorias de ameaça (VU A2=  $\geq 30\%$ ).

No critério B, *M. rheiptera* poderia inicialmente ser enquadrada como Em Perigo (EN), com base nos critérios B1b(iii) + 2b(iii), devido à EOO inferior a 5000 km<sup>2</sup>, AOO inferior a 500 km<sup>2</sup> e evidências de perda de habitat. No entanto, a espécie não atende aos requisitos adicionais relacionados ao número de localidades condicionadas à ameaça ( $\leq 5$ ) ou à presença de fragmentação severa. Também não se enquadra como Vulnerável (VU=  $\geq 6$  a  $\leq 10$ ). Considerando a necessidade de pelo menos duas condições nos subcritérios (a, b e/ou c), a espécie é mais adequadamente classificada como Quase ameaçada (NT).

Para o critério C, embora não haja estimativas do número total de indivíduos, os dados de campo indicam alta abundância (Tabela 1). As densidades variaram entre 39 e 79 ind/ha e, considerando a ampla área de ocorrência e a extensão das populações observadas, estima-se que o número total de indivíduos maduros ultrapasse com facilidade 10.000, não sendo possível enquadrar a espécie em categorias de ameaça nesse critério.

Quanto ao critério D, que considera limites mínimos populacionais e espaciais, *M. rheiptera* não atende aos requisitos estabelecidos. Dessa forma, levando em conta sua ampla distribuição geográfica e maior número de localizações, a espécie não se enquadra em categorias de ameaça.

## **4. DISCUSSÃO**

### **4.1 Mapeamento da distribuição geográfica e estimativa de perda de habitats:**

A revisão de registros em herbário e realização de expedições de campo têm permitido ampliar significativamente o conhecimento sobre a distribuição geográfica de espécies ameaçadas no Cerrado, bem como esclarecer dúvidas sobre os habitats preferenciais destas espécies e eventuais ameaças (SCHINDLER et al., 2025; SIMON et al., 2020).

A análise criteriosa de exemplares de herbários, considerando a precisão na localização geográfica dos registros, bem como sua correta identificação taxonômica, é uma questão essencial para aprimorar o conhecimento sobre a distribuição geográfica de espécies ameaçadas (NUALART et al., 2017). Esse fator impacta significativamente no mapeamento

das espécies, pois pontos equivocados podem superestimar as áreas ocupadas (MARSH et al., 2023).

Com base em registros confiáveis de espécimes de herbário, bem como observações de campo, foi possível realizar um novo mapeamento para as espécies-alvo deste trabalho. Essa abordagem é especialmente relevante para espécies raras ou pouco amostradas, nas quais pequenas variações na distribuição conhecida podem influenciar substancialmente a avaliação do risco de extinção (BOAKES et al., 2016; RIBEIRO et al., 2022). O incremento do número de novos registros para essas espécies nos últimos anos evidencia que ainda há lacunas significativas quanto ao conhecimento disponível sobre as espécies, o que pode influenciar diretamente nas estimativas sobre a sua distribuição geográfica. Comparando com as avaliações de risco de ameaça realizadas anteriormente (FERNANDEZ; MORAIS 2020a,b), obtivemos quatro espécimes adicionais para *M. dominarum* e 18 para *M. rheiptera*, o que permitiu um mapeamento mais abrangente.

- ***M. dominarum*:**

A avaliação prévia indicava que *M. dominarum* apresentava distribuição extremamente restrita, com AOO estimada em 20 km<sup>2</sup> e EOO de 156 km<sup>2</sup>. Com a incorporação de novos dados provenientes de herbários e trabalhos de campo, essas estimativas foram refinadas, resultando em uma AOO de 16 km<sup>2</sup> e uma EOO de 55,7 km<sup>2</sup>. Essa diferença reflete um ajuste mais preciso, baseado em registros confirmados e taxonomicamente validados, além da correção da localização da coleta *Borges et al. 1154* que estava com latitude incorreta (14 graus ao invés de 13). Dessa forma, os novos dados reforçam o caráter altamente restrito da espécie, mantendo sua ameaça sob os critérios geográficos da IUCN (critérios B), ainda que contrastem com a elevada densidade populacional observada em algumas populações.

A análise dos registros de ocorrência e a inclusão de novos pontos permitiram aprimorar a estimativa da distribuição geográfica. Foram considerados oito pontos para *M. dominarum*, correspondendo a quatro populações distintas (AOO), após a exclusão de registros errôneos ou duvidosos e a inclusão de novas populações identificadas em campo, o que aumentou a confiabilidade das estimativas de AOO e EOO.

Os valores reduzidos de AOO (16 km<sup>2</sup>) e EOO (55,7 km<sup>2</sup>) evidenciam a distribuição extremamente limitada da espécie, tornando-a mais suscetível a eventos da natureza e a

impactos antrópicos localizados, como alterações no uso do solo, ocorrência de incêndios e atividades agropecuárias.

A espécie ocorre predominantemente em ambientes abertos ou semiabertos, especialmente em áreas associadas a cursos d'água e formações herbáceo-arbustivas. Nas populações da Cachoeira do Papagaio, Serra da Baliza e no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, observa-se forte associação com córregos como o Rio dos Couros e o Rio Preto, afluentes do rio Tocantins (FERREIRA; TOKARSKI, 2007). Os solos dessas áreas são, em geral, pedregosos, com textura arenosa e baixa fertilidade, características típicas da região da Chapada dos Veadeiros (CORREIA, 2001).

A análise temporal do uso e cobertura da terra entre 1990 e 2024 indica que, embora a espécie ainda ocorra majoritariamente em áreas de vegetação nativa, há um processo contínuo de conversão do habitat, impulsionado principalmente pela expansão de áreas antrópicas. A perda de 4,82% da vegetação nativa ao longo de 34 anos, embora aparentemente moderada, torna-se ecologicamente relevante devido à distribuição restrita da espécie. A intensificação desse processo após 2018, conforme dados do MapBiomas (2024), sugere mudanças recentes no uso do solo, possivelmente relacionadas à expansão agropecuária e infraestrutura regional, o que pode comprometer a qualidade do habitat (CARRASCO et al., 2017). Em espécies com distribuição limitada, como *M. dominarum*, essas pressões podem reduzir a viabilidade populacional, especialmente em populações pequenas com baixa regeneração, como observado na Fazenda Rosmaninho.

Além disso, apesar de uma população estar integralmente protegida na Serra da Baliza, dentro do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, as demais populações conhecidas ocorrem em áreas privadas ou fora de quaisquer unidades de conservação. A sobreposição com Unidades de Conservação indica que, dos 55,7 km<sup>2</sup> de EOO estimados, cerca de 32 km<sup>2</sup> (3.212 ha) fazem parte de áreas protegidas, correspondendo a apenas um ponto de ocorrência. Isso evidencia que a maior parte da distribuição da espécie permanece fora de áreas legalmente protegidas, reforçando a necessidade de estratégias complementares de conservação.

- ***M. rheiptera*:**

Diferentemente de *M. dominarum*, *M. rheiptera* apresentou uma ampliação significativa de sua distribuição geográfica em relação à avaliação anterior (FERNANDEZ; MORAIS, 2020a,b). Inicialmente estimada com AOO de 44 km<sup>2</sup> e EOO de 1.064 km<sup>2</sup>, a

espécie passou a apresentar AOO de 112 km<sup>2</sup> e EOO de 2.528 km<sup>2</sup> após a incorporação de novos registros. Esse aumento decorre principalmente da identificação de novas populações e do preenchimento de lacunas amostrais, reduzindo a percepção de distribuição extremamente restrita anteriormente atribuída.

A reavaliação de espécimes de herbário também contribuiu para essa atualização, permitindo distinguir coletas previamente identificadas como *M. densa*, espécie morfológicamente semelhante (BARNEBY, 1991) e pertencente ao grupo *Pachycarpae* (BORGES et al., 2022). Com a consolidação dos dados após validação taxonômica, foram considerados 31 pontos de ocorrência para *M. rheiptera*, correspondendo a 28 populações distintas, após exclusão de registros inconsistentes e inclusão de novos dados de campo. Isso aumentou a robustez das estimativas espaciais da espécie.

Os valores de AOO (112 km<sup>2</sup>) e EOO (2.527,6 km<sup>2</sup>) indicam uma distribuição geográfica mais ampla, o que confere maior resiliência frente a distúrbios locais. Ainda assim, essa condição não elimina totalmente os riscos associados à perda e degradação de habitat. Assim como *M. dominarum*, a espécie ocorre preferencialmente em ambientes abertos ou semiabertos, frequentemente associada a cursos d'água e vegetação herbáceo-arbustiva. As condições edáficas também são semelhantes, com predominância de solos arenosos, pedregosos e pobres em nutrientes na região da Chapada dos Veadeiros (CORREIA, 2001).

A análise temporal do uso e cobertura da terra entre 1990 e 2024 evidenciou alterações significativas na paisagem, associadas principalmente à expansão de áreas antropizadas, indicando um processo contínuo de degradação da qualidade do habitat (HADDAD et al., 2015). A perda de 249,84 km<sup>2</sup> de vegetação nativa, equivalente a 9,31% da área originalmente ocupada, demonstra uma pressão antrópica mais intensa, possivelmente relacionada à maior extensão de ocorrência da espécie. Entre as principais ameaças identificadas estão a expansão das atividades agrícolas e agropecuárias, amplamente reconhecidas como vetores de degradação no Cerrado (PEREIRA et al., 2026), além do turismo, incêndios recorrentes (PEREIRA et al., 2026) e espécies invasoras (SCHINDLER et al., 2025).

Por outro lado, cerca de 49% da EOO da espécie está inserida em Unidades de Conservação, abrangendo 12 áreas protegidas, o que representa um aspecto positivo para sua conservação. Ainda assim, uma parcela significativa das populações ocorre fora dessas áreas, o que reforça a necessidade de ações complementares, como manejo da paisagem, criação de corredores ecológicos e incentivo à conservação em propriedades privadas, visando garantir a



viabilidade populacional a longo prazo. Destaca-se a relevância das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), evidenciando o papel da iniciativa privada na proteção da biodiversidade. Entretanto, apenas o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros e a Estação Ecológica Chapada de Nova Roma possuem planos de manejo estruturados, os quais não mencionam a espécie como ameaçada (BRASIL, 2021; GOIÁS, 2010).

#### 4.2 Estudos populacionais:

- ***M. dominarum*:**

As populações de *M. dominarum* apresentaram variações demográficas marcantes, diretamente relacionadas ao risco de extinção e ao uso do solo nas áreas avaliadas. Na Cachoeira do Papagaio (MD24), onde a espécie ocorre em cerrado rupestre sobre solo arenoso, próximo a curso d'água e ainda relativamente preservado, mesmo com influência de atividades agrícolas e turismo, foi registrada uma população com estrutura considerada equilibrada, indicando regeneração contínua e presença de indivíduos reprodutivos. Apesar disso, o maior número de adultos em relação às classes iniciais não resultou em um padrão clássico de “J invertido” nas distribuições por classes de DAS, indicando recrutamento limitado.

Na Serra da Baliza (MD25), localizada em área protegida e associada a ambientes úmidos ao longo de um córrego, a espécie apresentou a maior densidade registrada entre todas as populações (900 ind./ha). Esse valor elevado está associado principalmente ao grande número de juvenis (254 indivíduos; 529 ind./ha) e plântulas (132 indivíduos; 275 ind./ha), enquanto os adultos somaram 46 indivíduos (96 ind./ha). Esse padrão sugere recrutamento recente expressivo, possivelmente favorecido por condições ambientais propícias à germinação e estabelecimento.

Por outro lado, a população da Fazenda Rosmaninho (MD36) apresentou um cenário preocupante. Apesar da maior área amostrada entre as populações (112 parcelas; 2,24 ha), foram registrados apenas 36 indivíduos, predominantemente adultos isolados, resultando na menor densidade observada. Evidências de campo indicam que a área, atualmente convertida em pastagem com árvores isoladas, possivelmente correspondia anteriormente a um ambiente úmido ou associado a curso d'água, como sugerido por depressões no terreno, solos hidromórficos e presença de espécies típicas de áreas encharcadas. Considerando a afinidade de *M. dominarum* por ambientes úmidos ou próximos a cursos d'água, é plausível inferir que

a espécie ocupava originalmente esse habitat antes das alterações no uso do solo. A conversão da vegetação nativa em pastagem, associada ao pisoteio por bovinos, compactação do solo e possível drenagem do ambiente, comprometeu significativamente a população. Esses fatores impactam negativamente o recrutamento e aumentam o risco de extinção local. A escassez de plântulas e juvenis indica ausência ou extrema limitação na regeneração, caracterizando uma população envelhecida, em declínio e sob forte ameaça.

- ***M. rheiptera*:**

As populações de *M. rheiptera* também evidenciaram diferenças estruturais relevantes entre os locais analisados, refletindo variações nas condições ambientais e no histórico de perturbação. Na Cachoeira do Papagaio (MR23), onde a espécie ocorre em ambiente semelhante ao de *M. dominarum*, verificou-se predominância de indivíduos adultos, seguidos por plântulas e juvenis. Esse arranjo indica uma população relativamente estável, com presença significativa de indivíduos reprodutivos, mas com regeneração moderada, possivelmente associada a condições ambientais constantes ou a eventos recentes de recrutamento menos intensos.

No Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (MR63), a espécie apresentou densidade superior à observada em MR23 e uma estrutura etária mais equilibrada. Houve predominância de juvenis (77 indivíduos; 101 ind./ha) e adultos (60 indivíduos; 79 ind./ha), enquanto as plântulas foram menos representativas (16 indivíduos; 21 ind./ha). Esse padrão sugere que o recrutamento ocorreu com maior intensidade em períodos anteriores, com boa sobrevivência até estágios mais avançados, embora o estabelecimento recente de novos indivíduos seja mais limitado.

Na área do Vale Verde (MR65) foi registrada a maior densidade populacional para a espécie. A dominância de indivíduos jovens indica um evento recente de recrutamento intenso ou condições ambientais altamente favoráveis ao estabelecimento inicial. No entanto, a baixa proporção de adultos sugere que a persistência da população dependerá da sobrevivência desses juvenis e de sua transição para estágios reprodutivos.

#### 4.3 Revisão do risco de extinção:

- ***M. dominarum*:**

Diante do cenário observado, tornou-se necessária a revisão do risco de extinção de *M. dominarum*, culminando em sua inclusão na categoria Criticamente em Perigo (CR), com base no critério B1ab(i,ii,iii) da IUCN. A espécie apresenta Extensão de Ocorrência (EOO) inferior a 100 km<sup>2</sup>, número de localidades = 4 e evidências de declínio contínuo, observado, inferido ou projetado, tanto na extensão quanto na qualidade do habitat (b), atendendo aos limiares estabelecidos para essa categoria. Embora a Área de Ocupação (AOO) ainda se enquadre como Em Perigo (EN), com valor superior a 10 km<sup>2</sup> (16 km<sup>2</sup>), conforme o critério B2ab(i,ii,iii), além do número de localizações  $\leq 5$ , recomenda-se a adoção da categoria de maior risco (IUCN, 2022).

Os estudos populacionais possibilitaram a aplicação de outros critérios de avaliação, algo ainda pouco comum em plantas devido à limitação de dados disponíveis (BLAND et al., 2017). Considerando que o critério B foi desenvolvido especialmente para plantas (MACE et al., 2008), ele tende a ser amplamente utilizado (GASTON; FULLER, 2009). Ainda que estimativas populacionais nem sempre atinjam os limites para categorias de ameaça, a análise demográfica indicou que a espécie apresenta, em algumas populações, altas densidades e presença de diferentes fases de vida, incluindo plântulas, juvenis e adultos. Mesmo assim, a situação de *M. dominarum* exige atenção prioritária. A espécie demanda ações urgentes de conservação, especialmente considerando sua distribuição restrita e a pressão contínua sobre seus habitats. A intensificação de pressões como mudanças no uso do solo e desmatamento pode agravar rapidamente esse quadro, acelerando a perda de biodiversidade e elevando o risco de extinção (WILSON et al., 2011).

A ocorrência de *M. dominarum* tanto em áreas protegidas quanto em propriedades privadas na Chapada dos Veadeiros destaca o papel dessas diferentes categorias de uso do solo na conservação da espécie. Embora as unidades de conservação ofereçam ambientes mais estáveis, as áreas privadas também são fundamentais, especialmente quando mantêm características originais do habitat, como ambientes úmidos ou associados a cursos d'água. Nessas condições, é possível observar populações densas, com regeneração ativa e estrutura equilibrada, o que reforça a necessidade de estratégias que integrem a conservação em propriedades privadas, conforme já demonstrado para outras espécies do Cerrado (SIMON; AMARAL, 2003; SIMON et al., 2020; SCHINDLER et al., 2025).

- ***M. rheiptera*:**

No caso de *M. rheiptera*, a estimativa do risco de extinção indicou que a espécie não atende mais aos critérios necessários para classificação como ameaçada de extinção. Seus valores de Extensão de Ocorrência (EOO) e Área de Ocupação (AOO) permanecem acima dos limites mais restritivos definidos pela IUCN para a categoria Vulnerável (VU). Esse enquadramento foi possível ao constatar que a espécie possui mais de 10 localidades e não apresenta população severamente fragmentada, conforme o subcritério a.

A inclusão na categoria Quase Ameaçada (NT) não exige o cumprimento de critérios formais, mas é justificável devido à proximidade da espécie com os limites estabelecidos para categorias de ameaça (IUCN, 2022). Nesse contexto, observa-se que o táxon atende parcialmente aos requisitos do critério B para a categoria Em Perigo (EN), com EOO inferior a 5.000 km<sup>2</sup> e AOO inferior a 500 km<sup>2</sup>. Ainda assim, a espécie não pode ser considerada como Menos Preocupante (LC), uma vez que essa categoria pressupõe não apenas abundância, mas também ampla distribuição geográfica (IUCN, 2022).

A avaliação com base nos critérios populacionais (C e D) indica que *M. rheiptera* não se enquadra em categorias de ameaça quando considerado exclusivamente o número de indivíduos. Os dados de campo revelam populações com alta densidade e, em alguns casos, recrutamento intenso, o que contribui para a manutenção de seus níveis populacionais. Apesar disso, a espécie ainda requer atenção em termos de manejo e monitoramento.

Embora sua distribuição mais ampla represente uma melhora na avaliação de risco de extinção, a espécie permanece suscetível à degradação ambiental contínua. A presença de populações tanto dentro quanto fora de unidades de conservação na Chapada dos Veadeiros evidencia a importância dessas áreas na manutenção da espécie, ao mesmo tempo em que reforça o papel complementar das áreas privadas.

## 5. CONCLUSÃO

Apesar de ambas espécies apresentarem elevada abundância nos locais amostrados, a forte dependência de habitats específicos próximos a cursos d'água, o risco de conversão de áreas naturais para uso alternativo do solo e às alterações ambientais, especialmente em áreas privadas sujeitas à conversão para pastagem ou agricultura, mantêm ambas as espécies em situação de atenção do ponto de vista conservacionista.

Neste contexto, os resultados obtidos atendem diretamente aos objetivos propostos, ao integrar dados de distribuição, estrutura populacional e mudanças no uso do solo, permitindo

uma avaliação mais robusta e atualizada do risco de ameaça de extinção das espécies. Destaca-se que poucos estudos incorporam, de forma conjunta, dados populacionais detalhados e informações espaciais qualificadas para a aplicação dos critérios da IUCN, principalmente relacionado a plantas, o que confere maior precisão às inferências realizadas neste trabalho.

Assim, os dados gerados contribuem de forma consistente para uma revisão dos níveis de ameaça das espécies e evidenciam a importância de abordagens integradas para avaliações mais realistas. Além disso, reforça-se o papel estratégico tanto na inclusão de unidades de conservação, quanto das áreas privadas na manutenção da biodiversidade, bem como a necessidade de ações de manejo, monitoramento contínuo e conservação preventiva, voltadas à manutenção da viabilidade populacional e à persistência dessas espécies em longo prazo.

## REFERÊNCIAS

- ALENCAR, A.; SHIMBO, J. Z.; LENTI, F.; MARQUES, C. B. et. al. Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. *Remote Sens. MDPI*, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/6/924>>. Acesso: 12 Abr. 2024.
- BARNEBY, R. C. Sensitive Censitae: a description of the genus *Mimosa* Linnaeus (Mimosaceae) in the New World. *Memories of the New York Botanical Garden*, v. 65, p. 1-835, 1991.
- BETTS, M. G.; WOLF, C.; PFEIFER, M.; BANKS-LEITE, C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; RIBEIRO, D. B.; BARLOW, J.; EIGENBROD, F. A framework for evaluating the impact of the IUCN Red List of threatened species. *Conservation Biology*, Hoboken, v. 33, n. 3, p. 632–643, 2019.
- BLAND, L. M.; BIELBY, J.; KEARNEY, S.; ORME, C. D. L.; WATSON, J. E. M.; COLLEN, B. Toward reassessing data-deficient species. *Conservation Biology*, v. 31, n. 3, p. 531–539, 2017. DOI: 10.1111/cobi.12850.
- BOAKES, E. H.; FULLER, R. A.; MCGOWAN, P. J. K.; MACE, G. M. Uncertainty in identifying local extinctions: the distribution of missing data and its effects on biodiversity measures. *Biology Letters*, v. 12, p. 20150824, 2016. DOI: 10.1098/rsbl.2015.0824.
- BORGES, L. M.; PASTORE, J. F. B.; SOUZA, A. F. C.; PIRANI, . R.; SIMON, M. F. Let there be clades: phylogenetics of *Mimosa* series *Pachycarpae* and *Setosae* (Fabaceae) improves the infrageneric classification of the genus. *Botanical Journal of the Linnean Society*, Londres, 2022, p. 1–19.
- BRASIL. INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). Plano de manejo do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2021.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 148, de 7 de junho de 2022. Atualiza a Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, 8 jun. 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>. Acesso em: 11 nov. 2025.
- BRUMMITT, N. A.; BACHMAN, S. P.; GRIFFITHS-LEE J.; LUTZ M.; MOAT J. F.; FARJON A. et al. Green Plants in the Red: A Baseline Global Assessment for the IUCN Sampled Red List Index for Plants. *PLoS ONE* 10(8): e0135152. DOI:10.1371/journal.pone.0135152. 2015.
- CAMPOS, J. E. G, DARDENNE, M.A.; FREITAS-SILVA, F.H., MARTINS-FERREIRA, M. A. C. Geologia do Grupo Paranoá na porção externa da Faixa Brasília. *Brazilian Journal of Geology* 43: 461–476. 2013. DOI:10.5327/Z2317-48892013000300004.

CARRASCO, L. R.; WEBB, E. L.; SYMES, W. S.; KOH, L. P.; SODHI, N. S. Global economic trade-offs between wild nature and tropical agriculture. *PLoS Biology*, v. 15, n. 7, 2017.

CORREIA, J.R.; BURLE, M.L.; CALDERANO, S.B.; SPERA, S.T.; GOMES, I. A. Caracterização de Ambientes na Chapada dos Veadeiros/Vale do Rio Paranã: Contribuição para a Classificação Brasileira de Solos. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, Embrapa Solos. 2001.

COCHRANE, J. A.; CRAWFORD, A. D.; MONKS, L. T. The significance of *ex situ* seed conservation to reintroduction of threatened plants. *Australian Journal of Botany*, v. 55, n. 3, p. 356–361, 2007. DOI: 10.1071/BT06173.

DUTRA, V. F. et al. *Mimosa* in Flora do Brasil 2020. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <https://floradobrasil2020.jbrj.gov.br/FB31145>. Acesso em: 20 abr. 2025.

FELFILI, J. M.; SILVA JUNIOR, M. C.; REZENDE, A. V.; HARIDASAN, M.; FILGUEIRAS, T. S.; MENDONÇA, R. C.; WALTER, B. M. T.; NOGUEIRA, P. E. O Projeto Biogeografia do Bioma Cerrado: hipóteses e padronização da metodologia. In: GARAY, I.; DIAS, B. (org.). Biodiversidade do Cerrado. Petrópolis: Vozes, p. 157–173. 2001.

FERNANDEZ, E.; MORAES, M. *Mimosa dominarum* (Fabaceae). The IUCN Red List of Threatened Species. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Conservação da Flora/Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020a. Disponível em: <[https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20dominarum\\_2020](https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20dominarum_2020)>. Acesso em: 13 Abr. 2024.

FERNANDEZ, E.; MORAES, M. *Mimosa rheiptera* (Fabaceae). The IUCN Red List of Threatened Species. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Conservação da Flora/Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020b. Disponível em: <[https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20rheiptera\\_2020](https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20rheiptera_2020)>. Acesso em: 19 Nov. 2024.

FERREIRA, E. A. B., TOKARSKI, D. J. Bacia hidrográfica do Alto Tocantins: Retrato e reflexões. Ecodata WWF- Brasil: 102 p.; 28 cm, 2007.

Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 18 Abr 2025

GASTON, K.J.; FULLER, R.A. The sizes of the geographic distribution areas of the species. *J Appl Ecol* 46:1–9. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01596.x>.

GIAM, X. Global biodiversity loss from tropical deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(23), 5775-5777. 2017.

GOIÁS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Plano de manejo da Estação Ecológica de Nova Roma. Goiânia: SEMAD, 2010.

GORELICK, N. *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, [s. l.], v. 202, p. 18-27, 2017.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK,

W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; DAN-XIA, C.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, v. 1, n. 2, e1500052, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.

ICMBIO . Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. 2024. Disponível em: <[www.icmbio.gov.br/parnachapadadosveadeiros](http://www.icmbio.gov.br/parnachapadadosveadeiros)>. Acesso: 18 Jun. 2024.

IŞIK, K. Rare and endemic species: why are they prone to extinction? *Turkish Journal of Botany*, Ankara, v. 35, n. 4, p. 411–417. 2011. DOI: <https://doi.org/10.3906/bot-1012-90>.

JÚNIOR, G. C. O.; FARIA, A. F.; CARNEIRO, D. T. S. Estudos e pesquisas econômicas, sociais e educacionais sobre as microrregiões do estado de Goiás – microrregião da Chapada dos Veadeiros. 1º ed. Goiânia: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, 2014.

MACE, G. M.; COLLAR, N. J.; GASTON, K. J.; HILTON-TAYLOR, C.; AKÇAKAYA, H. R.; LEADER-WILLIAMS, N.; MILNER-GULLAND, E. J.; STUART, S. N. Quantifying extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 1424-1442, dez. 2008.

MARTINELLI, G.; MESSINA, T. E. FILHO, L. S. Tradução: STRAKER, D., HIEATT, C. Livro vermelho da flora do Brasil – Plantas raras do Cerrado - 1. ed. - Rio de Janeiro : Andrea Jakobsson: 320 p. ; 21,5 x 30 cm. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro : CNCFlora, 2014.

MAPBIOMAS – Coleção da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, 2024. Disponível em: <[plataforma.brasil.mapbiomas.org](http://plataforma.brasil.mapbiomas.org)>. Acesso: 12 Abr. 2024.

MARSH, C. J.; SYFERT, M. M.; ALETRARI, E.; GAVISH, Y.; KUNIN, W. E.; BRUMMITT, N. The effect of sampling effort and methodology on range size estimates of poorly-recorded species for IUCN Red List assessments. *Biodiversity and Conservation*, v. 32, p. 1105–1123, 2023.

MITTERMEIER, R. A.; ROBLES GIL, P.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Cidade do México: CEMEX; Washington, DC: Conservation International, 2004.

MORIM, M. P.; FILARDI, F. L. R.; SARTORI, Â. L. B.; SIMON, M. F.; IGANCI, J. R. V.; LEWIS, G. P.; LIMA, H. C.; LUGHADHA, E. N.; FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D. Assembling the Brazilian flora: overview of Leguminosae diversity. *Brazilian Journal of Botany*, v. 47, n. 4, p. 1245–1271, 2024. DOI: 10.1007/s40415-024-01034-7.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, London, vol. 403, p. 853-858, 2000.



NUALART, N.; IBÁÑEZ, N.; LUQUE, P.; PEDROL, J.; VILAR, L.; GUÀRDIA, R. Dataset of herbarium specimens of threatened vascular plants in Catalonia. *PhytoKeys*, v. 77, p. 41–62, 2017. DOI: 10.3897/phytokeys.77.11542.

PEREIRA, C. C.; KENEDY-SIQUEIRA, W.; MAIA, L. R.; SPERANDEI, V. F.; ARANTES-GARCIA, L.; FERNANDES, S.; FERNANDES, G. F. C.; DE CASTRO, G. C.; RODRIGUES, D. J.; SALM, R.; FEARNSIDE, P. M. The Cerrado crisis review: highlighting threats and providing future pathways to save Brazil's biodiversity hotspot. *Nature Conservation*, v. 61, p. 29–70, 2026. DOI: 10.3897/natureconservation.61.168273.

POSSINGHAM, H. P. *et al.* Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 17, n. 11, p. 503–507, nov. 2002.

QAZI, A. W.; SAQIB, Z.; ZAMAN-UL-HAQ, M. Trends in species distribution modelling in context of rare and endemic plants: a systematic review. *Ecological Processes*, v. 11, n. 40, p. 1–11, 2022.

QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. 2024. Disponível em: <<http://qgis.osgeo.org>>. Acesso: 14 Abr. 2024.

RIBEIRO J. F.; WALTER B. M. T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In *Cerrado: ecologia e flora* (SM Sano, SP Almeida & JF Ribeiro, eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina. p.151-212. 2008.

RIBEIRO, B. R.; GUIDONI-MARTINSU, K.; TESSAROLO, G.; VELAZCO, S. J. E.; JARDIM, L.; BACHMANG, S. P.; LOYOLA, R. Issues with species occurrence data and their impact on extinction risk assessments. *Biological Conservation*, v. 273, 109674, 2022. DOI:10.1016/j.biocon.2022.109674.

SANO, E. E.; RODRIGUES, A. A.; MARTINS, E. S.; BETTIOL, G. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; BEZERRA, A. S.; COUTO JR., A. F.; VASCONCELOS, V.; SCHÜLER, J.; BOLFE, E. L. Cerrado ecoregions: a spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management*, v. 232, p. 818–828, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.11.108.

SCHINDLER, B.; FIGUEIRA, M.; NORONHA, S. E. de; MATIAS, R. A. M.; ALVES-DA-SILVA, D.; SIMON, M. F. From the field to the laboratory: a multidisciplinary approach to conserving the microendemic *Vellozia sessilis* in Chapada dos Veadeiros, Brazil. *Annals of Botany*, v. 00, p. 1–16, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcaf244>.

SIMON, M. F.; AMARAL, M. F. *Mimosa splendida* Barneby (*Mimosoideae*, Leguminosae) rediscovered in Central Brazil: preliminary studies for conservation of a rare species. *Revista Brasil. Bot.*, vol. 26, n.1, p.93-96. 2003.

SIMON, M. F.; GREYER, R.; QUEIROZ, L. P.; SÄRKINEN, T. E.; DUTRA, V. F.; HUGHES, C. E. The evolutionary history of *Mimosa* (Leguminosae): towards a phylogeny of the sensitive plants. *American Journal of Botany*, Hoboken, v. 98, n. 7, p. 1201–1221, 2011.

SIMON, M. F.; PROENÇA, C. Phytogeographic patterns of *Mimosa* (*Mimosoideae*, Leguminosae) in the Cerrado biome of Brazil: an indicator genus of high-altitude centers of endemism? *Biological Conservation* 96:279-296. 2000.

SIMON, M. F.; REIS, T. S.; MENDOZA, J. M. Conservation assessment of cassava wild relatives in central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, vol. 29, p. 1589–1612, 2020.

SPECIES LINK. Disponível em: <<https://specieslink.net/>>. Acesso: 15 Abr. 2025.

STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 1-3, 23 mar. 2017.

TROVÓ, M.; ECHTERNACHT, L. The *Paepalanthoideae* (Eriocaulaceae) of the Chapada dos Veadeiros National Park, Brazil: taxonomic novelties, identification key, and illustrated list of species. *European Journal of Taxonomy* 834: 58–93, 2022.

WILSON, H. B.; JOSEPH, L. N.; MOORE, A. L.; POSSINGHAM, H. P. When should we save the most endangered species? *Ecology Letters*, [s. l.], v. 14, n. 11, p. 1153-1160, nov. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01652.x>.

## **CAPÍTULO II**

**GERMINATION AND *EX SITU* CONSERVATION OF SEEDS OF *MIMOSA DOMINARUM* BARNEBY AND *M. RHEIPTERA* BARNEBY, TWO ENDANGERED SPECIES ENDEMIC TO THE CHAPADA DOS VEADEIROS, GOIÁS**

## ABSTRACT

Rare and endemic species face a high risk of extinction, especially in regions such as Chapada dos Veadeiros (GO), known for its high levels of endemism coupled with increasing threats to its ecosystems. The goal of this study was to contribute with the *ex situ* conservation of seeds of two threatened species, *Mimosa dominarum* and *M. rheiptera*. Field expeditions were conducted between May 2024 and September 2025 to collect seeds to establish long-term *ex situ* conservation protocols. Seeds collected from three populations of each target species were manually processed and characterized in terms of their dimensions, mass, moisture content, and predation. To determine whether the seeds were dormant, the treatments used included: (1) control (no dormancy breaking); (2) immersion in hot water (100°C) for five minutes; and (3) application of a pyrograph to the central part of the seed. To test the long-term *ex situ* conservation methodology, three treatments were applied prior to dormancy breaking (hot water): (1) control (zero desiccation time); (2) desiccation (in a gerbox with silica gel for approximately 16 days); and (3) desiccation followed by freezing (-8°C for three months). Seeds were germinated in Petri dishes (90 mm) covered in wet filter paper. Four replicates (N = 30/dish) were made per treatment and placed in BOD (30°C, 12-hour photoperiod). Seeds of both species are oval/ellipsoidal in shape, weigh 0.87 and 0.37 g, and are preyed upon by *Acanthoscelides* sp. beetles, resulting in predation rates of 13% and 22%, respectively. Seeds of *M. dominarum* and *M. rheiptera* had 9% moisture content at the time of collection and were dormant, with only 3-4% germination in the control. Immersion in hot water (98% and 80%) was more efficient when compared to pyrograph application (75% and 46%). Seeds of *M. dominarum* and *M. rheiptera* maintained a high germination percentage (95% and 79%) after desiccation (at 6.3% and 6.0% moisture) followed by freezing, therefore both species can be conserved in the long term. Seedlings showed higher relative growth rates up to 30 days. After this period, biomass stabilized. Seedlings of both species showed greater root growth than aerial growth, in addition to the presence of root nodules. The conservation protocol developed contributes to the preservation of these species, ensuring their long-term viability through the deposit of seeds in the Embrapa CENARGEN Genetic Bank. The ability of these seeds to tolerate desiccation and freezing reinforces the possibility of their preservation and future reintroduction, contributing to the recovery of threatened Cerrado flora.

**Keywords:** Cerrado; seed bank; dormancy; Fabaceae; rarity; reintroduction.

## 1. INTRODUCTION

Among the main causes of biodiversity decline are the loss and fragmentation of natural habitats (GRANTHAM et al. 2020). This factor is particularly worrying in regions with a high concentration of biodiversity, especially due to the loss of vegetation caused by agricultural expansion (NEWBOLD et al., 2014; GIAM, 2017). In view of the intensification of the destruction of natural habitats and the continuous increase in the number of plant species at risk, *ex situ* conservation has gained attention and relevance on a global scale (LIU et al., 2018). *Ex situ* conservation represents a fundamental strategy for the conservation of plant biological diversity (GUERRANT et al., 2006; MOUNCE et al., 2017). It is an efficient method for ensuring the protection and ecological restoration of plant species over time (PENCE et al., 2022), allowing them to be maintained outside their natural environments.

It is possible to store seeds from plant species in germplasm banks, with the expectation of their future reintroduction into nature (PAIVA et al., 2019). This strategy is even more relevant when it comes to species that, due to climate change and habitat degradation, have lost space in their native ecosystems (PENCE et al., 2020). Although the conservation of genetic diversity in natural ecosystems is fundamental, it is now recognized that the preservation of many species depends on the advancement and application of *ex situ* conservation technologies (FORGIARINI et al., 2023), especially with the possibility of reintroductions of threatened species (COCHRANE et al., 2007).

Originally aimed to *ex situ* protection of 60% of threatened species, Target VIII of the Global Strategy for Plant Conservation was expanded to ensure that, by 2020, 75% of these plants would be preserved in *ex situ* collections in germplasm banks or botanical gardens, preferably in their country of origin. In addition, it was also stated that at least 20% of these plants should be available for ecological and environmental restoration programs (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2002; 2012). Recently, the GSPC was updated in line with the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, which was expanded to 23 targets. This new framework aims, by 2030, to integrate science and traditional knowledge to reduce the risk of extinction and protect 30% of ecosystems, strengthening ecological restoration and sustainable use (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2022). The goal is to keep the targets that have been structured clearer and more objective, so as to ensure that the proposals are achieved and bring about significant progress (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY,, 2022).

A study conducted by SILVEIRA et al. (2018) sought to assess progress in meeting target VIII in Brazil, a megadiverse country with hundreds of plant species listed as endangered. It was demonstrated that, although Brazil has made advances such as increasing the conservation of seeds and living plants, there are still significant challenges, such as lack of infrastructure, financial resources, lack of knowledge about seeds for more effective conservation, and lack of integration between institutions. However, essential knowledge about viability and germination behavior is required to enhance the effectiveness of *ex situ* conservation practices (MERRITT; DIXON, 2011).

Unlike other seeds, orthodox seeds tend to maintain good germination vigor after desiccation (WALTERS et al., 2013), which contributes to their *ex situ* conservation. Characterized as an adaptive strategy, physical dormancy in seeds acts as a mechanism that delays germination and, under favorable conditions, requires basic items such as water, oxygen, and temperature (FOWLER; BIANCHETTI, 2000). This process contributes to increasing the chances of seedling survival in environments with unpredictable rainfall, favoring the establishment of adult individuals over time (BASKIN; BASKIN, 2000). One obstacle to the germination of these species in their habitat is the impermeability of the seed coat to water, a very common pattern that can be observed among most Fabaceae species (FERREIRA; BORGHETTI, 2004; PEREZ, 2004; PASSOS et al., 2007).

Fabaceae is among the largest families of angiosperms in the world (LEWIS et al., 2005; LPWG, 2017) and also in Brazil (MORIM et al., 2024). The genus *Mimosa* L. has 374 species occurring in Brazil, of which 73% are endemic (MORIM et al., 2024), including over 40 threatened species (MMA, 2022; IUCN, 2025). It stands out as the biggest genus of the family in the Cerrado region and is considered an indicator of areas of high altitude with high endemism (SIMON; PROENÇA, 2000). Currently, among the main clades of the genus, the Pachycarpae group, with 58 species, is recognized for its rapid and recent diversification in the Cerrado (BORGES et al., 2022). The species in this study are present in this group.

*Mimosa dominarum* and *M. rheiptera* are shrubby to tree-like species, known for few records in the Chapada dos Veadeiros region in Goiás (BARNEBY, 1991). Due to their restricted distribution and loss of natural habitats, both species have been categorized as “Endangered” (EN) on both the IUCN Red List and the Brazilian national list of threatened species (IUCN, 2020; FERNANDEZ; MORAIS, 2020a,b; MMA, 2022). Currently, these species are included as priorities under the National Action Plan (PAN) for the Upper Tocantins Basin, which seeks to expand protection actions for endangered plant species, their

habitats, and their ecosystem, integrating science, government, and society (VERDI; OLIVEIRA, 2025).

As with several legume species, it has been shown that species of the *Mimosa* genus have orthodox seeds and tend to have a high germination rate and viability after freezing conditions (SILVEIRA; FERNANDES, 2006), including in the development and growth of seedlings, without impairing their development, producing fast-growing seedlings (SILVEIRA et al, 2014). *Mimosa* species that have dormancy generally depend on external factors that can facilitate dormancy breaking, such as fungi or bacteria present in the soil (FOWLER; BIANCHETTI, 2000), scarification (OROZCO-ALMANZA, 2003), predation (OROZCO-ALMANZA, 2003; SIMON; HAY, 2003), and temperature (DAIBES et al., 2017), which can degrade the seed coat. However, this characteristic also contributes to these seeds, acting as a temporal regulation mechanism in the face of environmental conditions unfavorable to their germination, such as variations in temperature and humidity (MEDEIROS, 2001).

Despite their phylogenetic proximity, different species of *Mimosas* can show divergent results in terms of germination behaviour (NATIVEL et al, 2015). Therefore, it is necessary to investigate germination patterns among species in order to develop an appropriate germination protocol for each case, especially for endangered species that still have gaps in knowledge. The scarcity of data on the germination and conservation of *M. dominarum* and *M. rheiptera*, combined with their restricted distribution and increasing vulnerability, highlights the urgency of actions aimed at developing protocols for the *ex situ* conservation of these species. Given this, the present study aimed to evaluate the germination potential of *M. dominarum* and *M. rheiptera* seeds subjected to different treatments and to develop a protocol for the *ex situ* conservation of these species. In addition, seedling growth was evaluated in a greenhouse under standardized cultivation conditions in order to understand how the initial development of these seedlings occurs.

## 2. MATERIALS AND METHODS

### 2.1 Seed collection and characterization:

Seeds were collected from three populations of *M. dominarum* and three populations of the species *M. rheiptera* between May 2024 and September 2025 (Table 1). Seeds were collected from 15 to 30 individuals per population and processed manually at Embrapa

Genetic Resources and Biotechnology (CENARGEN) in Brasília, DF. Seeds that were visibly predated or mechanically damaged were discarded. Seeds were fumigated with phosphine gas (PH<sub>3</sub>) to kill beetles and other seed predators. The experiments conducted with the seeds were carried out at the CENARGEN Seed Laboratory. Herbarium specimens were collected from each population and deposited in the CEN and UB herbaria.

Table 1. Information of seed collection sites of *M. dominarum* (MD) and *M. rheiptera* (MR), and deposit code (BRA) at Embrapa seed bank.

| SP | Pop | Lat/long                    | Location                    | Date collected | Herbarium voucher | Deposit BRA |
|----|-----|-----------------------------|-----------------------------|----------------|-------------------|-------------|
| MD | 24  | 14°14'57" S,<br>47°37'38" W | Cachoeira do Papagaio       | 05/08/2024     | T.R. Santos 24    | 00321077-0  |
| MD | 25  | 14°09'32" S,<br>47°27'48" W | Serra da Baliza             | 06/08/2024     | T.R. Santos 25    | 00321078-8  |
| MD | 36  | 14°11'48" S,<br>47°29'47" W | Fazenda Rosmaninho          | 01/09/2025     | T.R. Santos 36    | 00321079-6  |
| MR | 23  | 14°14'56" S,<br>47°37'38" W | Cachoeira do Papagaio       | 05/08/2024     | T.R. Santos 23    | 00321080-4  |
| MR | 63  | 14°02'04" S,<br>47°31'59" W | PARNA Chapada dos Veadeiros | 01/09/2025     | T.R. Santos 63    | 00321081-2  |
| MR | 65  | 14°10'31" S,<br>47°32'16" W | Vale Verde                  | 01/09/2025     | T.R. Santos 65    | 00321083-8  |

To characterize seed shape, the mean geometric diameter (Gd) and sphericity (S) were determined following the protocols of Mohsenin (1986). Gd was calculated by the cube root of the product of the three dimensions length (L), width (W), and thickness (T), according to the equation:

$$Gd = (L.W.T)^{1/3}$$

Based on the Gd value, Sphericity was calculated as the ratio between the average diameter and the length of the seed (L):

$$S = \frac{Gd}{L}$$



Results were interpreted according to the Shape Index (SI), where sphericity values close to 1.0 ( $SI \approx 1$ ) indicate predominantly round seeds, while lower values ( $SI < 1$ ) suggest oval or elongated shapes (MOHSENIN, 1986; SACILIK et al., 2003). Thirty seeds from each population were randomly selected and measured in length, width, and thickness with a digital caliper to calculate their shape.

Before conducting the germination and conservation experiments, seed samples from each population ( $N = 30$ ) were cut transversely with pruning shears. The seeds were then distributed into three aluminum containers, containing ten seeds each. The samples were weighed to obtain the fresh mass and then dried in an oven at  $105 \pm 3^\circ\text{C}$  for 24 hours. After this period, they were weighed again to determine the moisture content and dry mass of the seeds.

To assess seed predation, 100 seeds of each species were randomly selected from the total set collected in the field. The seeds were analyzed individually through external and internal visual inspection, considering the presence of perforations, cavities, consumed tissues, or partial absence of the embryo as evidence of predation. Seeds that showed any of these signs were classified as predated and were not subjected to germination tests. The frequency of predation was expressed as percentages for each species.

## 2.2 Germination experiments:

Three treatments were tested to describe seed germination of the two species and assess the existence of physical dormancy: (1) control, with pretreatment of seeds submerged in 0.5% sodium hypochlorite for 5 minutes; (2) immersion in hot water (approx.  $100^\circ\text{C}$ ) for 5 minutes, with the heat source removed once the water reached boiling and the seeds added immediately afterward; (3) application of a pyrograph to the central region of the seed, also with pretreatment of seeds submerged in 0.5% sodium hypochlorite for 5 minutes. The seeds were germinated in disposable 90 mm diameter Petri dishes with two sheets of filter paper, which were moistened whenever necessary with distilled water (Figure 1). Four plates ( $N=30$ ) were used per treatment, which were subsequently placed in a growth chamber BOD (Lucadema model LUCA 161/03, at a temperature of  $30^\circ\text{C}$  and a 12-hour photoperiod). A seed was considered germinated when there was protrusion of the radicle from inside the seed coat, associated with its positive geotropic curvature (FERREIRA; BORGHETTI, 2004).

Germination was monitored daily, and germinated and dead seeds were removed in all treatments. Seeds that absorbed water but did not germinate were subjected to the respective

dormancy breaking treatment again and evaluated for the same 30-day period. The dynamics of the germination process were evaluated using quantitative performance indices. Germination (G), expressed as a percentage, was calculated as the ratio between the total number of germinated seeds (ni) and the total number of seeds placed for germination in each plate (N):

$$G = \left( \frac{\sum ni}{N} \right) * 100$$

The Average Germination Time (AGT), which expresses the average speed of sample establishment, was calculated according to the formula below (Labouriau, 1983), where ni represents the number of seeds germinated in each time interval and ti represents the time elapsed since the start of the experiment:

$$AGT = \frac{\sum ni \cdot ti}{\sum ni}$$

The Average Germination Speed (AGS) was obtained using the following expression:

$$AGS = \frac{1}{AGT}$$

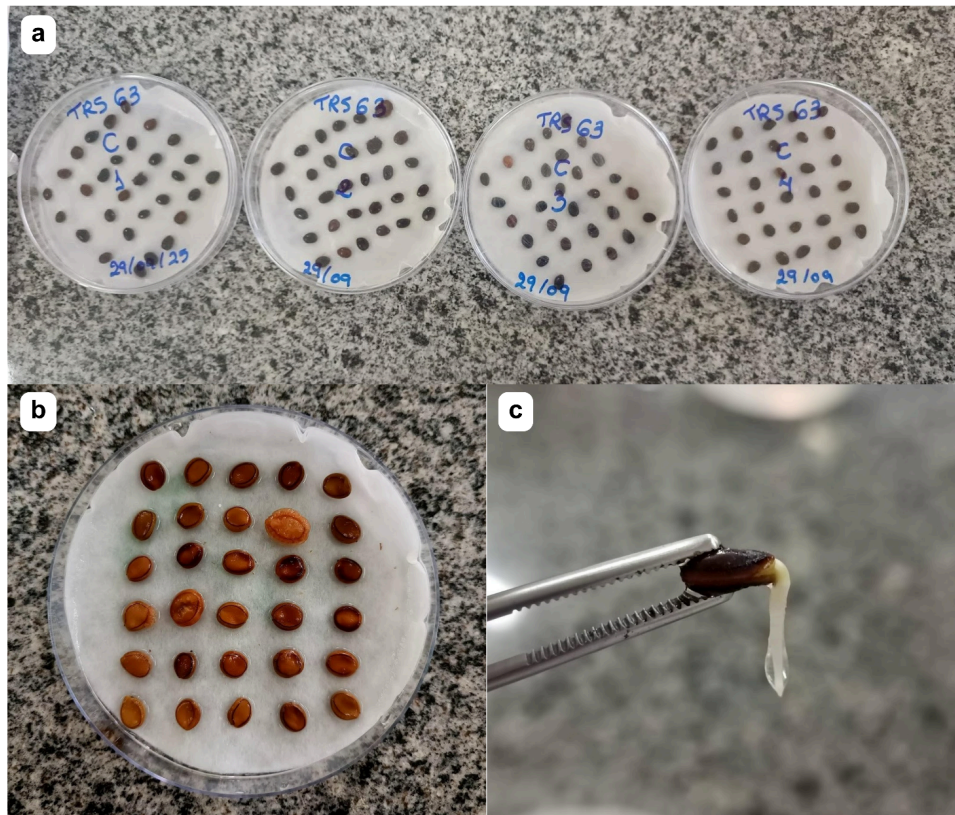


Figure 1. *Mimosa* seeds used in experiments. (a) four replicates containing 30 seeds each, (b) turgid seeds, (c) germinated seed.

### 2.3 Conservation experiments aimed at depositing in a Seed Bank:

In the experiment to test the long-term *ex situ* conservation methodology, three treatments were applied: (1) control (zero desiccation time); (2) desiccation (seeds were dried in a gerbox with silica gel); and (3) desiccated seeds frozen for three months (-8°C in a freezer). After the treatments were applied, seed dormancy was broken by applying hot water (four plates with 30 seeds per treatment), which were placed in a BOD (Lucadema model LUCA 161/03, at a temperature of 30°C and a 12-hour photoperiod). The seeds were monitored daily for germination counts and removal of germinated, predated, or dead seeds until 30 days after the start of the experiment.

The data referring to the germination percentage were submitted to Analysis of Variance (ANOVA) to verify significant differences between treatments. The means were compared by Tukey's test, at a 5% probability level ( $p < 0.05$ ). All statistical analyses were processed using R software (R CORE TEAM, 2024).

Seeds from each accession that were not used in the germination tests were sent for long-term *ex situ* conservation at the CENARGEN SeedBank in Brasília, DF.

### 2.4 Cultivation and seedling growth:

Seeds had their dormancy broken with hot water and were placed in disposable Petri dishes with two filter papers (one dish with 30 seeds per population), which were placed in a BOD (Lucadema model LUCA 161/03, at a temperature of 30°C and a 12-hour photoperiod). When germinated, the seeds were randomly selected from the dishes and planted in tubes. A total of 120 tubes, 20 per population, received a mixture of ½ commercial substrate and ½ vermiculite. The tubes were placed on benches inside a greenhouse with sprinkler irrigation (2.1 mm/m<sup>2</sup>) and temperature controlled by artificial ventilation.

The seedlings were measured at four different stages: when the first leaves of the seedlings began to appear (10 days), when they reached 30 days, when they reached 90 days, and when they reached 180 days. At each stage, five seedlings per population were randomly selected and measured. The height of the aerial part and root length were measured using a digital caliper (mm). To obtain the dry mass, the seedlings were placed in identified paper bags and dehydrated in an oven (model SOLAB, SL-100) at approximately 60°C for 48 hours.

After drying, the seedlings were weighed on a precision scale (model SHIMADZU AUY220). The data were organized by population and individual, allowing for the calculation of the average total biomass and comparative analyses between growth periods using the relative growth rate. To measure the relative growth rate (RGR), a ratio was calculated using the final biomass (W2), initial biomass (W1), and time intervals (t1, t2) using the following formula (HUNT, 1990):

$$RGR = \frac{\ln(W2) - \ln(W1)}{t2 - t1}$$

### 3. RESULTS

#### 3.1 Fruit and seed characterization:

Fruits were collected from three populations of *M. dominarum* and three of *M. rheiptera*. The fruits of both species contain 5 to 15 seeds, including healthy, predated, and undeveloped seeds (Figure 2). In *M. dominarum*, the fruits had a hairy surface with sticky glandular trichomes. In *M. rheiptera*, the fruits are thinner and also have a hairy surface with glandular trichomes, but not as sticky as in *M. dominarum*. In both species, seed-predating beetles of the family Chrysomelidae Latreille, subfamily Bruchinae Latreille, genus *Acanthoscelides* Schilsky were found (Figure 3). The predation analysis revealed an average of 13% in *M. dominarum* and 22% in *M. rheiptera*.

The seeds of *M. dominarum* vary in color from yellowish brown to brown (Figure 4) and from medium brown to dark brown in *M. rheiptera* (Figure 5). Seeds of *M. dominarum* and *M. rheiptera* were oval/ellipsoidal in shape, with SI of  $0.62 \pm 0.02$  and  $0.66 \pm 0.02$ , respectively. However, *M. dominarum* had larger seeds with greater mass. In both species, the seeds had a moisture content of 9% (Table 2).



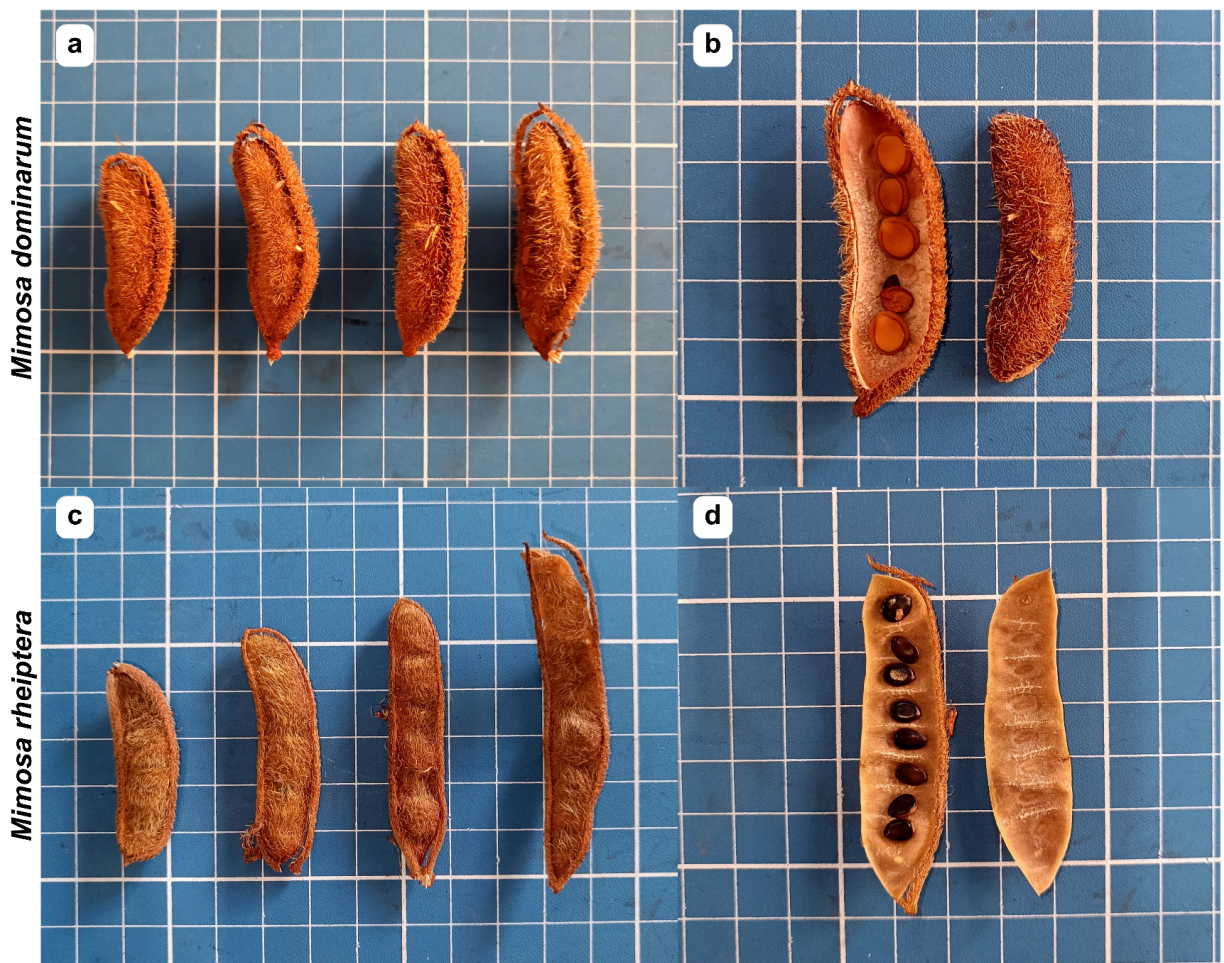


Figure 2. Fruits of *M. dominarum* (a, b) and *M. rheiptera* (c, d) showing size variation and number of seeds.

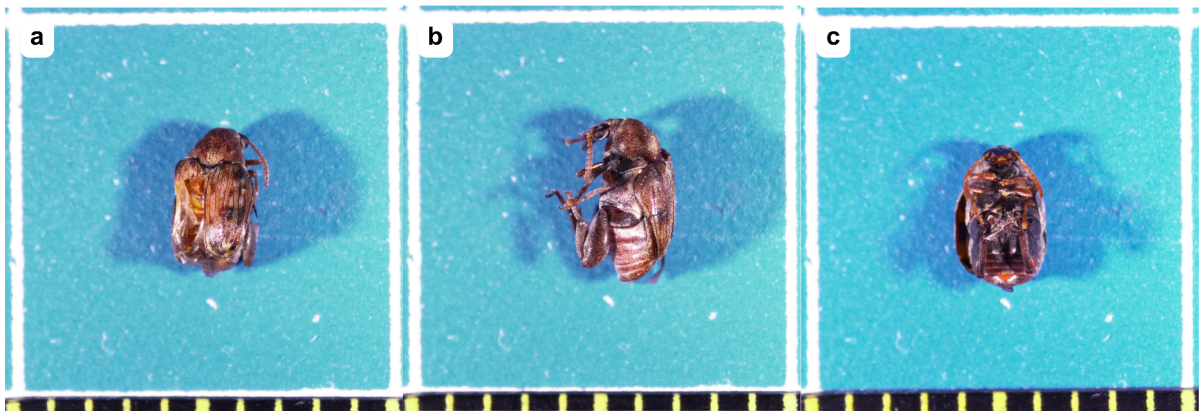


Figure 3. Individual of the genus *Acanthoscelides*, predator of the seeds of *M. dominarum* and *M. rheiptera* in dorsal (a), lateral (b), and ventral (c) views.



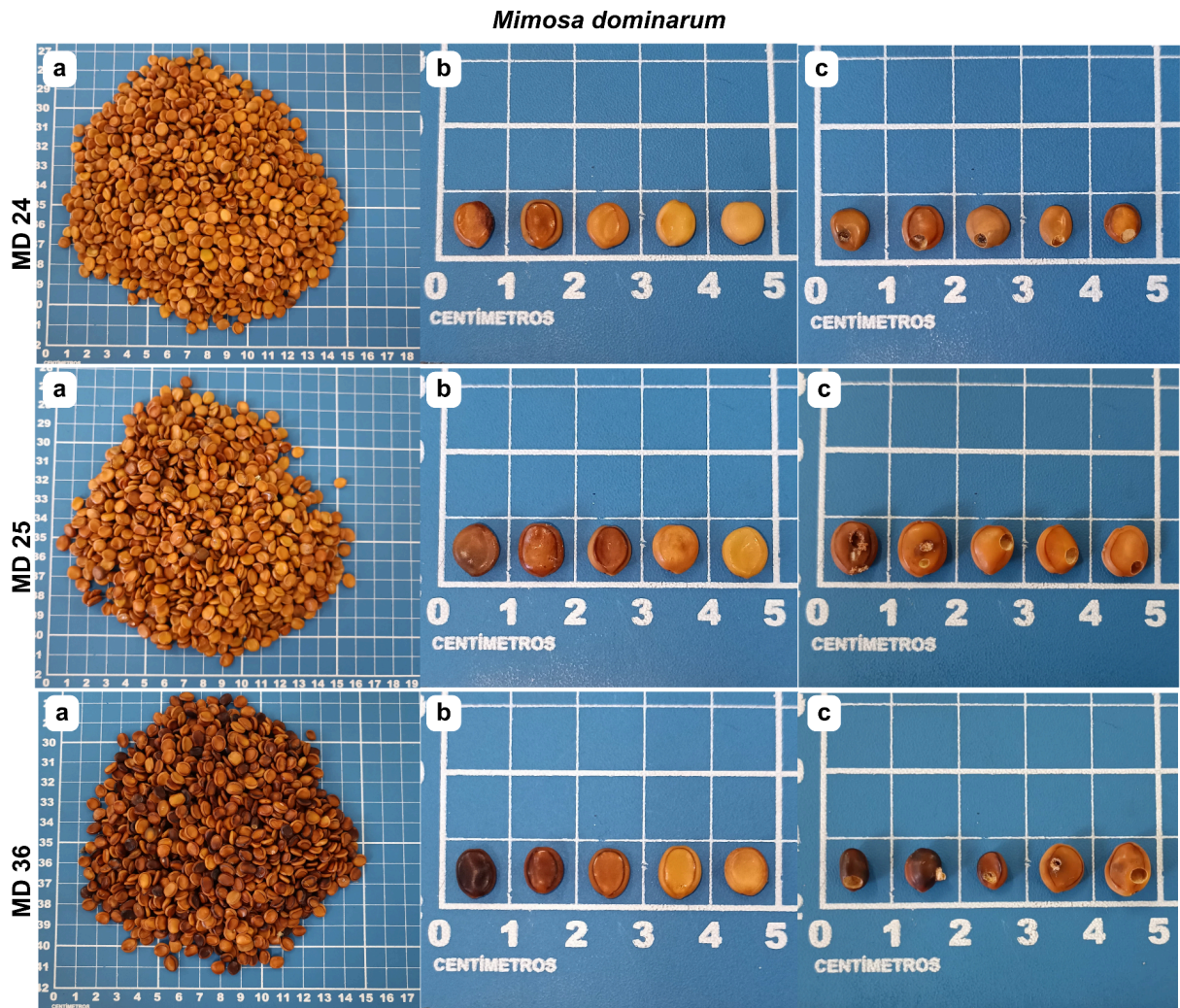


Figure 4. Seeds from different populations of *M. dominarum*. Overview of the seed lot (a); different seed coloration patterns (b); and predated seeds (c).



*Mimosa rhei*ptera

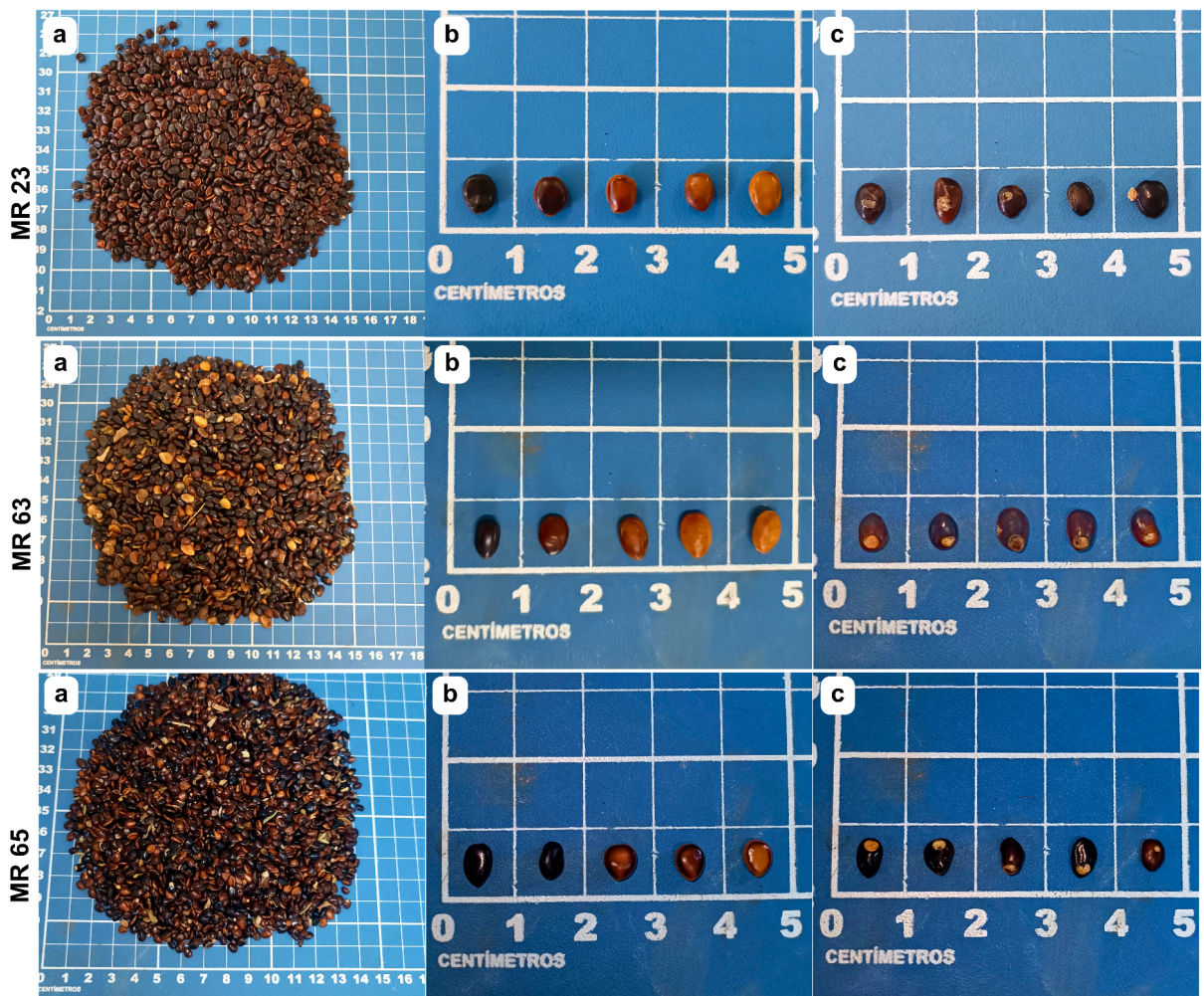


Figure 5. Seeds from different populations of *M. rhei*ptera. Overview of the seed lot (a); different seed coloration patterns (b); and predated seeds (c).

Table 2. Characteristics of seeds from populations of *M. dominarum* (MD) and *M. rheiptera* (MR). Population (Pop), length (L), width (W), thickness (T), shape index (SI), mass, and moisture content. Measurements in millimeters and mass in grams.. Mean±Standard Deviation.

| Pop   | L       | W       | T       | SI   | Mass (before drying) | Moisture content |
|-------|---------|---------|---------|------|----------------------|------------------|
| MD 24 | 6.9±0.4 | 5.2±1.1 | 2.2±0.4 | 0.62 | 0.783                | 9%               |
| MD 25 | 7.9±0.5 | 5.9±1.2 | 2.3±0.5 | 0.61 | 0.949                | 9%               |
| MD 36 | 7.3±0.4 | 6.0±1.2 | 2.3±0.5 | 0.64 | 0.903                | 9%               |
| MR 23 | 6.0±0.4 | 4.5±0.3 | 2.0±0.3 | 0.63 | 0.370                | 9%               |
| MR 63 | 5.4±0.5 | 3.9±0.3 | 2.2±0.5 | 0.67 | 0.415                | 9%               |
| MR 65 | 5.2±0.4 | 3.9±1.4 | 2.1±0.5 | 0.67 | 0.322                | 9%               |

### 3.2 Germination experiments:

Based on the results obtained in the germination experiments, it was possible to show that the seeds have physical dormancy, with only 4% (*M. dominarum*) and 3% (*M. rheiptera*) germination in the control, respectively (Figure 6). However, after a period of 30 days, the seeds in the control group were exposed to dormancy breaking (hot water) and germinated normally, proving that they need an external factor to initiate germination. The dormancy breaking treatments with hot water and pyrograph were effective. However, immersion in hot water resulted in 98% germination for *M. dominarum* and 80% for *M. rheiptera* (Figure 6) and was more efficient when compared to the application of pyrograph, which resulted in 75% germination for *M. dominarum* and 46% germination for *M. rheiptera*. The pyrograph treatment induced rapid seed germination with a shorter average germination time (2.4 for *M. dominarum* and 3.4 days for *M. rheiptera*), but the germination percentage was not as high as the hot water treatment, which resulted in a longer average germination time (6.1 for *M. dominarum* and 4.1 days for *M. rheiptera*) in both species (Table 3).



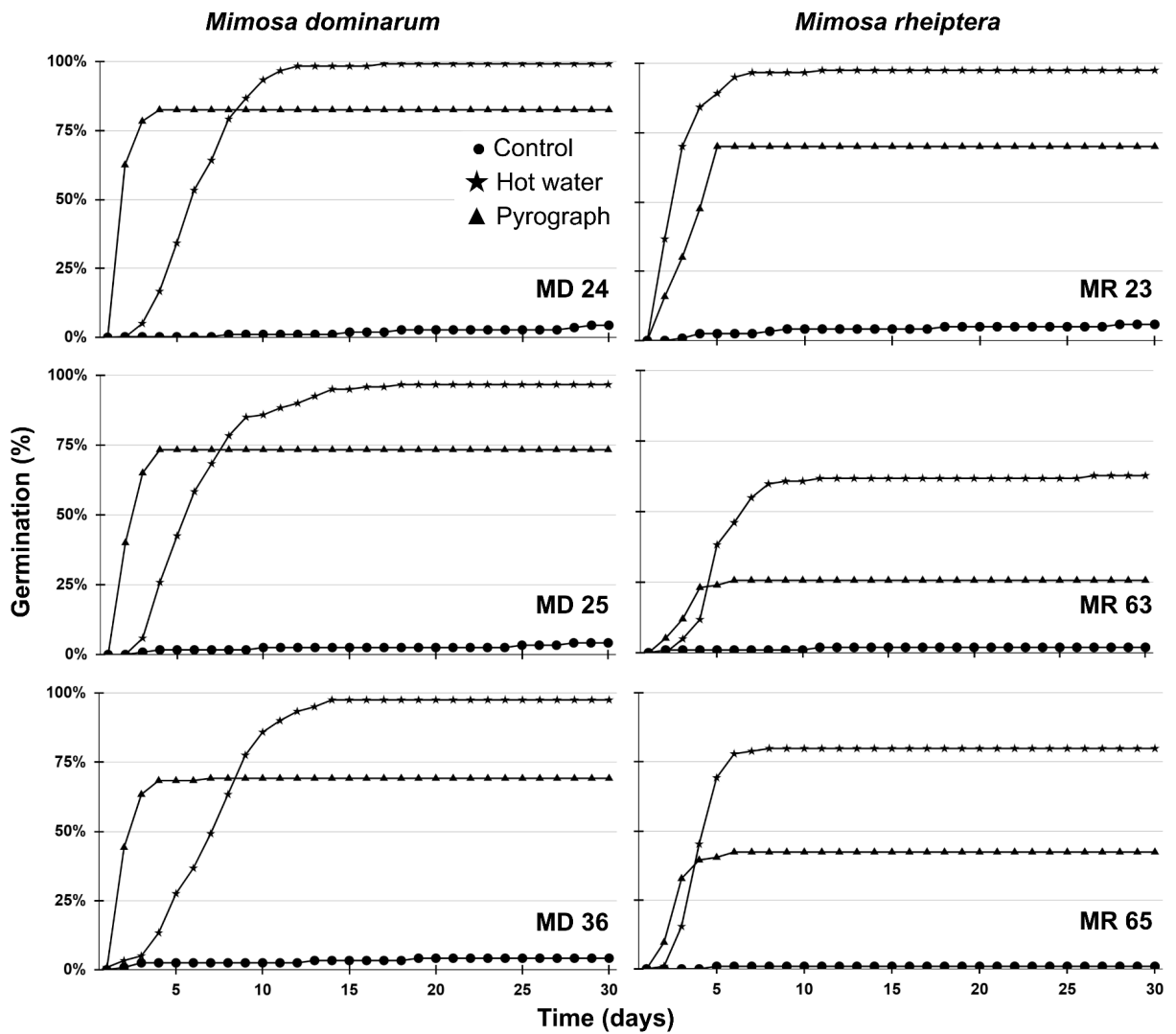


Figure 6. Percentage of seed germination in populations of *M. dominarum* and *M. rheiaptera* subjected to different treatments and observed over 30 days: (●) control; (★) immersion in hot water (100°C) for 5 minutes; (▲) application of pyrograph in the central region of the seed.

Table 3. Seed germination of *M. dominarum* (MD) and *M. rheiptera* (MR) populations subjected to different treatments, monitored for 30 days. Population (Pop.), Germination (G), Average germination time (AGT), Average time variance (ATV), and Average speed (AS), in the control (C), Hot water (HW), and Pyrograph (P) treatments. Mean±Standard deviation.

|       | G(%)    |           |           | TMG (dias) |         |         | ATV(days) |          |         | AS (days) |          |          |
|-------|---------|-----------|-----------|------------|---------|---------|-----------|----------|---------|-----------|----------|----------|
| Pop.  | C       | Aq        | P         | C          | Aq      | P       | C         | Hw       | P       | C         | Hw       | P        |
| MD 24 | 4.2±4.2 | 99.2±1.7  | 82.5±3.2  | 18.0±10.3  | 6.7±0.6 | 2.3±0.1 | 42.3±-    | 5.3±2.1  | 0.3±0.1 | 0.1±0.0   | 0.2±0.0  | 0.4±0.0  |
| MD 25 | 4.2±1.7 | 96.7±3.8  | 73.3±11.2 | 10.7±11.9  | 6.4±0.7 | 2.5±0.2 | 112.5±-   | 7.8±3.0  | 0.5±0.2 | 0.15±0.1  | 0.16±0.0 | 0.4±0.0  |
| MD 36 | 4.2±3.2 | 97.5±3.2  | 69.2±16.0 | 7.5±8.3    | 7.6±0.5 | 2.4±0.1 | 30.2±34.9 | 8.4±3.3  | 0.5±0.4 | 0.13±-    | 0.13±0.0 | 0.41±0.0 |
| MR 23 | 5.0±3.3 | 97.5±3.2  | 70.0±7.2  | 6.5±2.9    | 3.2±0.1 | 3.7±0.5 | 12.5±49.4 | 2.1±1.0  | 1.2±0.4 | 0.15±0.0  | 0.31±0.0 | 0.27±0.0 |
| MR 63 | 1.9±2.1 | 62.7±12.7 | 25.7±27.4 | 6.5±6.4    | 6.0±0.6 | 3.4±1.0 | -         | 2.9±13.4 | 0.9±0.3 | 0.30±0.3  | 0.17±0.0 | 0.29±0.1 |
| MR 65 | 0.9±1.9 | 79.4±11.6 | 41.5±29.0 | 5.0±-      | 4.4±0.7 | 3.2±0.5 | -         | 0.9±0.4  | 1.0±1.3 | 0.20±-    | 0.23±0.0 | 0.31±0.0 |

### 3.3 Germination experiments aimed at depositing in seed bank:

The seeds of *M. dominarum* and *M. rheiptera* showed high germination capacity after undergoing desiccation tolerance testing followed by freezing. In the control group, moisture content was 9.0% and germination was 98% for *M. dominarum* and 80% for *M. rheiptera* (Table 4). The desiccation treatment resulted in a reduction in moisture content to 6.3% in *M. dominarum* and 6.0% in *M. rheiptera*. With desiccation, there was a slight decrease in germination, with an average of 94% for *M. dominarum* and 76% for *M. rheiptera* (Table 4). However, the treatment that combined desiccation followed by freezing for a period of three months maintained a high germination percentage, with 95% and 79% of seeds germinating, respectively (Table 4). The Anova analysis did not indicate a significant difference in germination percentages between the control treatments and desiccation followed by freezing evaluated. Only the MR 23 population showed a small reduction in the desiccation treatment, but the control and freezing remained statistically similar. Accessions from six populations of the studied species were deposited in the seed bank of CENARGEN (Table 1).

Table 4. Germination of *M. dominarum* and *M. rheiptera* seeds in three treatments for *ex situ* conservation methodology tests. Values represent the mean  $\pm$  standard deviation of four Petri dishes with 30 seeds each. Different letters indicate significant differences between treatments according to ANOVA and Tukey's test for the same population.

| Population | Control           | Desiccation       | Freezing          |
|------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| MD 24      | 99.2 $\pm$ 1.7 a  | 95.8 $\pm$ 4.2 a  | 99.2 $\pm$ 1.7 a  |
| MD 25      | 96.7 $\pm$ 3.8 a  | 94.8 $\pm$ 4.6 a  | 94.9 $\pm$ 2.0 a  |
| MD 36      | 97.5 $\pm$ 3.2 a  | 90.6 $\pm$ 4.7 a  | 91.1 $\pm$ 15.6 a |
| MR 23      | 97.5 $\pm$ 3.2 a  | 89.4 $\pm$ 4.5 b  | 90.5 $\pm$ 3.2 ab |
| MR 63      | 62.0 $\pm$ 12.3 a | 56.8 $\pm$ 12.7 a | 67.7 $\pm$ 19.6 a |
| MR 65      | 79.4 $\pm$ 11.6 a | 81.5 $\pm$ 11.9 a | 78.2 $\pm$ 8.7 a  |

The seedlings grown in the greenhouse had their first leaves about 10 days after germination, which was when the first biomass measurements were taken (Figure 7). The other measurements of the seedlings showed gradual growth and good root development (Figure 8). The *M. dominarum* and *M. rheiptera* seedlings showed a gradual increase in

biomass in the early days, with slightly different patterns between species (Figure 7). In both species, marked growth was observed between 10 and 30 days (Figure 7), a period in which *M. dominarum* increased its average biomass from approximately  $0.04\pm0.00$  g to  $0.24\pm0.08$  g, while *M. rheiptera* went from about  $0.02\pm0.01$  g to  $0.12\pm0.03$  g. Between 30 and 90 days, growth was more gradual, reaching maximum values at 90 days ( $0.25\pm0.08$  g for *M. dominarum* and  $0.16\pm0.03$  g for *M. rheiptera*).

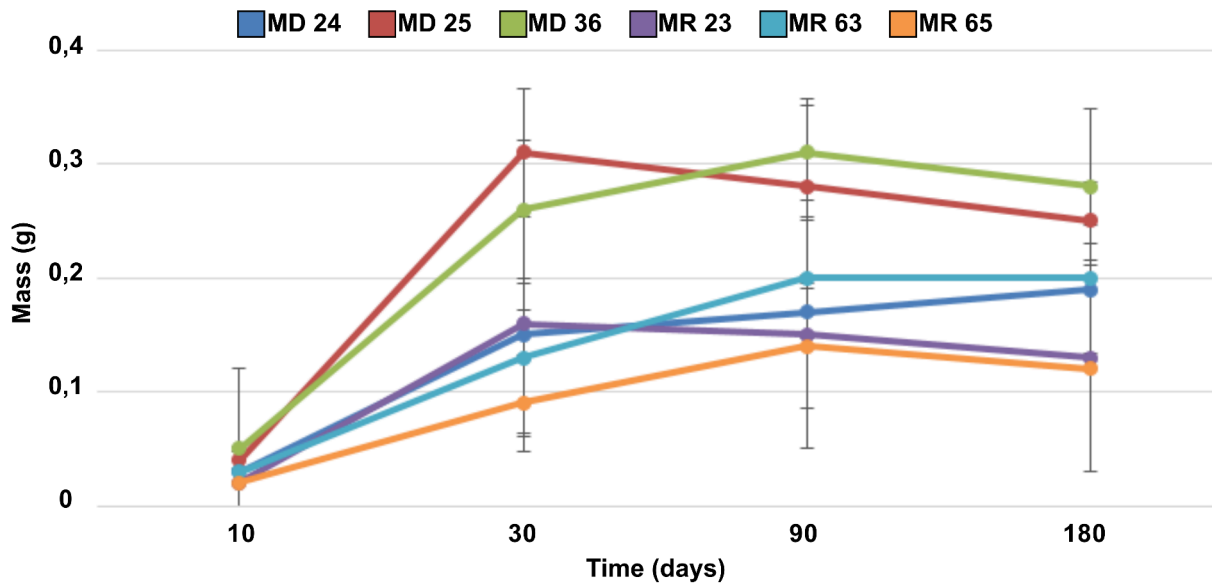


Figure 7. Biomass of *M. dominarum* and *M. rheiptera* seedlings measured at 10, 30, 90, and 180 days.

Table 5. Relative Growth Rate (RGR) of *M. dominarum* and *M. rheiptera* at intervals between biomass measurements. Values represent averages.

| Pop.  | RGR: 10 → 30 days (g) | RGR: 30 → 90 days (g) | RGR: 90 → 180 days (g) |
|-------|-----------------------|-----------------------|------------------------|
| MD 24 | $0.0686\pm0.0799$     | $0.0019\pm0.0126$     | $0.0015\pm0.0170$      |
| MD 25 | $0.1002\pm0.1882$     | $-0.0013\pm0.0168$    | $-0.0013\pm0.0217$     |
| MD 36 | $0.0899\pm0.1513$     | $0.0033\pm0.0395$     | $-0.0013\pm0.0239$     |
| MR 23 | $0.1025\pm0.0959$     | $-0.0007\pm0.0048$    | $-0.0016\pm0.0142$     |
| MR 63 | $0.0926\pm0.0751$     | $0.0073\pm0.0493$     | $0.0020\pm0.0277$      |
| MR 65 | $0.0837\pm0.0512$     | $0.0078\pm0.0374$     | $-0.0015\pm0.0126$     |

After this period, some populations grew little, stabilized, or showed a slight reduction in biomass at 180 days, indicating a slowdown in growth. The relative growth rate followed this temporal pattern, with higher values in the initial intervals and a reduction over time, showing that growth was proportionally more intense in the early stages of seedling development (Table 5). In a comparative analysis of shoot and root growth, at certain times the roots appeared longer and presented root nodules (Figures 8-9).

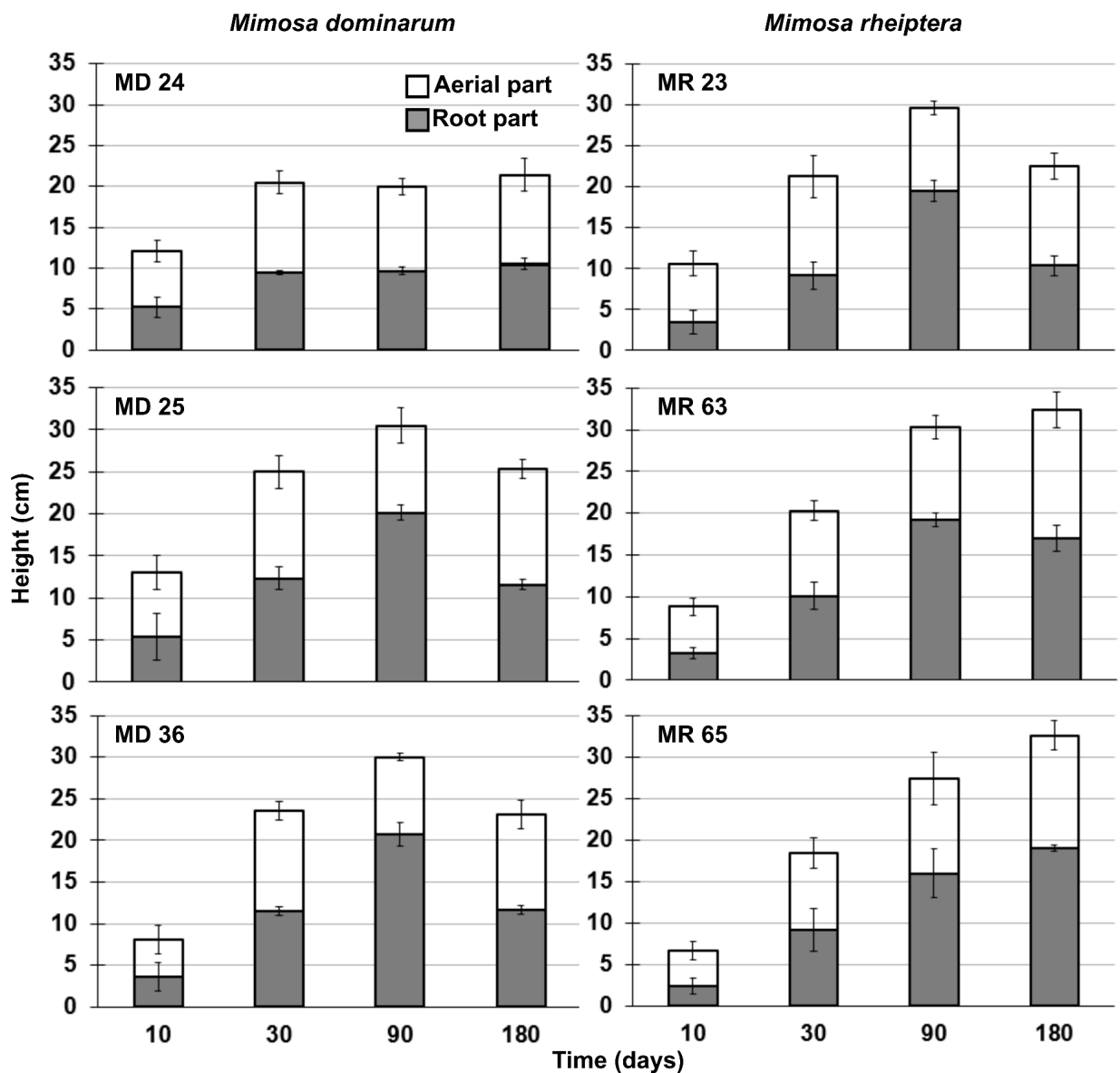


Figure 8. Height of the aerial and root parts (cm) of *M. domingarum* and *M. rheiptera* seedlings, comparison over 10, 30, 90, and 180 days.



Figure 9. First stage of seeds after germination (j). Seedlings of *M. dominarum* at different stages: Upon germination (h); 10 days after germination (c); 30 days after germination (a; e). *M. rheiaptera* seedlings at different stages: Upon germination (h); 10 days after germination (d); 30 days after germination (b; f). Root nodules present in both species (g).

## 4. DISCUSSION

### 4.1 Seed characterization:

A large seed production was observed in the field for both species, which suggests that seed output is not a limitation to the long-term persistence of these endangered species. Both species showed structural damage resulting from predation prior to the dispersal process, one of the basic types of seed predation that can occur even in developing ovaries, where the female predator lays its eggs and, as they develop, they begin to consume parts of the seed before it matures (EHRLÉN, 1996; CUSTÓDIO et al., 2014; CHRISTIANINI, 2018), which is common in species of the Fabaceae family native to the Cerrado (MORANDINI; VIANA, 2009; CHRISTIANINI, 2018). Beetles of the subfamily Bruchinae, a group found in these seeds, are also recognized as predators of other *Mimosa* species (SIMON; HAY, 2003; SIMON; AMARAL, 2003). Seed predation can reduce the soil seed bank, which can influence population dynamics in the natural environment and the recruitment of new individuals (MORANDINI; VIANA, 2009).

Although predation reduces the supply of viable seeds in the population, it can be beneficial to the plant. If the predator does not completely feed on the embryo, predation becomes accidentally beneficial, since the perforation in the seed coat allows water to enter the seed and promotes germination (BASKIN; BASKIN, 2025), especially in seeds with thicker seed coats, as they tend to be less preferred by bruchids (OROZCO-ALMANZA et al., 2003). This context, however, would only be possible if predation occurred at a time favorable for the species to establish itself as a seedling, as perforated seeds tend to germinate immediately (TANG et al., 2022). However, there are cases in which the predator feeds completely on the seed, removing the bulk of full and mature seeds for total consumption, leaving them unviable (ALBERT et al., 2005). In the results obtained, less than 1/4 of the seeds of both species were damaged by the action of beetles, values comparable to those found in other *Mimosa* species, which had less than 20% of seeds preyed upon (SIMON; HAY, 2003) or that predation did not present such significant values (SIMON; AMARAL, 2003), which also demonstrates that rare species do not always have high predation pressure (MADEIRA; FERNANDES, 1999).

The moisture content of seeds measured prior to germination experiments is an important indicator of the physiological behavior and storage potential of plant species seeds. The seeds of *M. dominarum* and *M. rheiptera* had an average moisture content of approximately 9% in all populations evaluated, a value considered low but common in

orthodox seeds from the Cerrado (ESCOBAR et al., 2018), mainly in the dry season (OLIVEIRA, 2008). This result indicates that the seeds reached physiological maturity at the time of collection and have a high tolerance to water loss, a characteristic typical of seeds with orthodox behavior (WEBER et al., 2005; JAYASURIYA et al., 2013). In species with this type of behavior, the natural reduction in water content during the maturation process is essential for the interruption of metabolic activities, allowing viability to be maintained for long periods under adequate storage conditions (BASKIN; BASKIN, 2000; CORBINEAU, 2024).

The low moisture content observed is also related to the presence of physical dormancy, where the thick, impermeable seed coat limits water entry, contributing to the maintenance of low moisture levels even after dispersal. From the point of view of *ex situ* conservation, the moisture content of around 9% is particularly relevant, as it is close to the range considered safe for the storage of orthodox seeds in seed banks (around 7% moisture) (ELLIS et al., 1991; CORBINEAU, 2024). Orthodox seeds in the field have low water content and are less susceptible to metabolic damage and deterioration during storage, especially when associated with low temperatures such as freezing in experiments (CORBINEAU, 2024).

#### 4.2 Germination experiments:

The results clearly demonstrate that *M. dominarum* and *M. rheiptera* seeds exhibit physical dormancy. Reduced germination in the absence of pre-germination treatments indicates that the seeds, although viable, require an external stimulus to initiate the germination process (BASKIN; BASKIN, 2004; JAYASURIYA et al., 2013). The subsequent germination of control seeds after the application of dormancy breaking reinforces that the low initial germination was not associated with seed unviability, but rather with the presence of an efficient dormancy mechanism.

The scarification treatments tested were effective in overcoming dormancy, which is common in many *Mimosa* species (TANG et al., 2022), with hot water immersion resulting in the highest germination percentages for both species, reaching an average of 98% in *M. dominarum* and 80% in *M. rheiptera*. This method promotes partial rupture of the impermeable seed coat, facilitating imbibition and emission of the embryo radicle without causing significant structural damage to the seed. The greater efficiency of hot water compared to the pyrograph indicates that thermal scarification was more suitable for



promoting tegument permeabilization, especially in *M. rheiptera*, which showed limited germination when subjected to the pyrograph. This result may be associated with the risk of mechanical damage that promotes faster soaking of these seeds, since, especially in these cases, mucilage production was also observed as a method of defense against damage (RAPOSEIRAS et al., 2004; LOPRESTI et al., 2023). The difference between the species also suggests specific variations that may be related to the thickness and resistance of the seed coat (RODRIGUES-JUNIOR et al., 2018), as *M. dominarum* has a larger seed with a considerably thicker shell.

The presence of physical dormancy in the seeds of both species represents an important strategy in seasonal environments, such as the Cerrado (ESCOBAR et al., 2018), where immediate germination after dispersal could expose seedlings to unfavorable environmental conditions, such as periods of water deficit (SHAO et al., 2008). The need for external factors to break dormancy contributes to the formation of seed banks for long periods in the soil, increasing the chances of recruitment in years with more suitable climatic conditions, especially in environments prone to periodic disturbances (BASKIN et al., 2000; NATIVEL et al., 2015). This is particularly relevant in highly seasonal regions such as the Cerrado, where dormancy acts as a mechanism to delay germination until the beginning of the next rainy season (OLIVEIRA, 2005; BERTUZZI et al., 2023). Furthermore, the high germination rates obtained after applying simple, low-cost treatments, such as hot water, indicate that these species have high potential for *ex situ* conservation programs and seedling production, provided that appropriate dormancy-breaking protocols are employed.

During field collections, interannual variability was observed in fruit and seed production, as well as in their stage of maturation. Variation in germination rates between populations was evident, particularly in populations MR 63 and MR 65, which showed low seed germination. This could be explained by low seed quality, since ripe, predated, and still green fruits were collected simultaneously from different individuals, which may indicate an atypical reproductive year or a mismatch in cycles due to more extreme climatic variations. This set of factors compromised the results of the germination tests, especially for the MR 63 population, which were lower than expected when compared to other accessions, evidencing environmental fluctuations that can affect the reproductive cycle and viability of the natural populations of these species.

In collections made in 2024, there was something similar with the MD 36 population, from Farm Rosmaninho, which produced few seeds. Most of them were attacked by predators

or were not in good condition for development, resulting in low germination rates. This required new collections in the following cycle to obtain sufficient batches of viable seeds. In 2025, collections from this same population looked better, with less damage from predation and an ideal level of maturity. After germination tests, this same population showed excellent results, unlike the batch from the previous year.

#### 4.3 Conservation experiments aimed at depositing in a seed bank:

After testing the best method for dormancy breaking, long-term *ex situ* conservation experiments were conducted, which basically consisted of desiccation and freezing, simulating the conditions of conservation in germplasm banks. The results indicated that *M. dominarum* and *M. rheiptera* seeds have high tolerance to desiccation and storage at low temperatures (-8 °C), characteristics typical of orthodox seeds (WALTERS et al., 2013). The high germination observed in the control treatment of this experiment (hot water) with 98% and 80% germination, respectively, associated with an initial moisture content of approximately 9%, demonstrates that the seeds were physiologically mature and viable at the time of collection, constituting a favorable condition for the application of conservation protocols. However, despite the low moisture content in the seeds due to collection during a dry season (BERTUZZI et al., 2023), desiccation in silica was still required until the weight of the seeds stabilized. This served to ensure that there would be no crystallization of the water contained inside the seed after freezing, due to excess water inside the cells (VAN DER WALT; NADARAJAN, 2023).

Reducing the moisture content to between 6.3% and 6.0% after desiccation treatment enabled these seeds to be frozen effectively (ELLIS et al., 1991; KIJAK; RATAJCZAK, 2020), otherwise the excessive lack of moisture could cause physiological stress due to water loss, which could cause structural damage to cell membranes (CORBINEAU, 2024). To avoid this stress, the seeds were weighed daily to ensure that they did not exceed critical tolerance limits. Even so, despite the slight drop in germination rates, the values remained stable, with 94% and 76% germination, indicating that the seeds can withstand reduced water content without significant loss of viability.

The treatment that combined desiccation followed by freezing for three months also showed a good germination rate, similar to the control treatment, with values of 90% for *M. dominarum* and 78% for *M. rheiptera*. The absence of a statistically significant difference between these two treatments shows that freezing, when preceded by adequate levels of

desiccation does not compromise seed viability. This result reinforces that the combination of low moisture content and reduced temperature has a positive effect on slowing down metabolic processes and preventing seed deterioration during storage (CORBINEAU, 2024).

From a conservation perspective, these results have important implications, as they demonstrate that both species can be safely conserved in seed banks using relatively simple protocols that are widely adopted in *ex situ* conservation programs (NATIVEL et al., 2015; SILVA et al., 2023). Tolerance to desiccation and freezing allows for long-term storage without significant loss of viability, which is especially important for endemic and threatened species such as *M. dominarum* and *M. rheiptera*. In addition, confirmation of the orthodox behavior of the seeds provides a protocol for the adoption of integrated conservation strategies, combining storage in seed banks with future seedling production for restoration and reintroduction into the wild.

Monitoring seedling development indicates that both species exhibit an initial phase of rapid growth, reflected both in increased biomass and higher TCR values in the early time intervals. It was important to observe this pattern in the initial phase of the seedlings, as this is the most sensitive phase of a plant's development (FENNER, 1987). The slowdown in growth and reduction in TCR after 90 days indicate a transition to phases of greater investment in maintenance and structural differentiation. Shrubby to tree-like plants with faster growth generally have higher nutrient and water demands (POORTER et al., 2012). It is possible that these demands were not met during the cultivation of *M. dominarum* and *M. rheiptera* seedlings, resulting in stunted growth. Future experiments considering parameters of fertility, irrigation, substrate, and light are necessary to determine the best method for cultivating seedlings of these species.

The fact that the species have roots larger than the aerial part in some results may be associated with an adaptive strategy of Cerrado plants in response to the biome's seasonal water availability, so that by exploring deep soil layers, they can access deep water reserves (OLIVEIRA et al., 2005). Furthermore, the presence of root nodules in *M. dominarum* and *M. rheiptera* demonstrates their symbiotic association with nitrogen-fixing bacteria, a feature common in Cerrado legumes (REIS JR, et al. 2010).

Overall, the protocol developed here contributed directly to the preservation of these endangered species, ensuring long-term seed conservation through their deposit in the CENARGEN seed bank, in addition to enabling future actions for their reintroduction and recovery, contributing to the conservation of the endangered flora of the Cerrado.

## 5. CONCLUSION

Seeds of *Mimosa dominarum* and *M. rheiptera* exhibit physical dormancy, evidenced by the low germination observed in the control treatments. Dormancy is a typical characteristic of Fabaceae species from the Cerrado, especially with regard to desiccation tolerance. The high germination percentages after immersion in hot water show that the breaking of this dormancy is associated with scarification mechanisms of the seed coat, which may be related to natural events in the field, such as fire, herbivory, and scratches in the seed coat caused by high temperatures during seasonal periods.

The tolerance of seeds to desiccation and storage under freezing, with maintenance of high germination viability, indicates orthodox behavior, which represents a fundamental aspect for long-term *ex situ* conservation. This result directly addresses the objective of establishing efficient conservation protocols, demonstrating that both species can be stored in germplasm banks, as carried out in the Embrapa CENARGEN seed bank, without significant loss of viability. The initial growth pattern of the seedlings, with greater investment in root biomass and the presence of nodules, suggests adaptation to environments with water and nutrient limitations, a striking characteristic of savanna ecosystems. This behavior reinforces the importance of strategies that favor initial establishment in adverse environmental conditions.

In this way, the proposed objectives were fully achieved, since it was possible to characterize the seeds, understand the dormancy mechanisms, define efficient methods for breaking dormancy, and validate an *ex situ* conservation protocol. Together, these results contribute significantly to the knowledge of the species studied and provide concrete support for conservation, management, and future reintroduction actions, strengthening initiatives aimed at preserving the threatened flora of the Chapada dos Veadeiros and the Cerrado.

## REFERENCES

- ALBERT, M. J.; ESCUDERO, A.; IRIONDO, J. M. Assessing ant seed predation in threatened plants: a case study. *Acta Oecologica*, Paris, v. 28, n. 3, p. 213–220, 2005.
- ALENCAR, A.; SHIMBO, J. Z.; LENTI, F.; MARQUES, C. B. et al. Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. *Remote Sens.* MDPI, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/6/924>>. Acesso: 12 Abr. 2024.
- AMABILE, R. F.; VILELA, M. S.; PEIXOTO, J. R. Melhoria de plantas: variabilidade genética, ferramentas e mercado. Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Melhoria de Plantas; Proimpress, 2018.
- BACHMAN, S.; MOAT, J.; HILL A. W.; DE LA TORRE J.; SCOTT, B. Supporting Red List threat assessments with GeoCAT: geospatial conservation assessment tool. In: SMITH V.; PENEV, L. (Eds) e-Infrastructures for data publishing in biodiversity science. *ZooKeys* 150: 117–126. 2011.
- BACHMAN, S. P.; FIELD, R.; READER, T.; RAIMONDO, D. et al. Progress, challenges and opportunities for Red Listing. *Biological Conservation*, 234, 45–55. 2019.
- BARNEBY, R. C. Sensitive Censitae: a description of the genus *Mimosa* Linnaeus (Mimosaceae) in the New World. *Memories of the New York Botanical Garden*, v. 65, p. 1-835, 1991.
- BASKIN, J. M.; BASKIN, C. C. Evolutionary considerations of claims for physical dormancy-break by microbial action and abrasion by soil particles. *Seed Science Research*, Cambridge, v. 10, n. 4, p. 409–413, 2000.
- BASKIN, J. M.; BASKIN, C. C.; LI, X. Taxonomy, anatomy and evolution of physical dormancy in seeds. *Plant Species Biology*, Kyoto, v. 15, n. 2, p. 139–152, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1442-1984.2000.00034.x>
- BASKIN, C.C. & BASKIN, J.M. A classification system for seed dormancy. *Seed Science Research*, 14: 1-16. 2004.
- BASKIN, J. M.; BASKIN, C. C. Physical dormancy-break by predispersal insect seed predators and a discussion of insect × seed (bitrophic) interactions on population growth of legumes. *Planta*, Berlin, v. 262, art. 31, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00425-025-04749-3>
- BETTS, M. G.; WOLF, C.; PFEIFER, M.; BANKS-LEITE, C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; RIBEIRO, D. B.; BARLOW, J.; EIGENBROD, F. A framework for evaluating the impact of the IUCN Red List of threatened species. *Conservation Biology*, Hoboken, v. 33, n. 3, p. 632–643, 2019.

BLAND, L. M.; BIELBY, J.; KEARNEY, S.; ORME, C. D. L.; WATSON, J. E. M.; COLLEN, B. Toward reassessing data-deficient species. *Conservation Biology*, v. 31, n. 3, p. 531–539, 2017. DOI: 10.1111/cobi.12850.

BOAKES, E. H.; FULLER, R. A.; MCGOWAN, P. J. K.; MACE, G. M. Uncertainty in identifying local extinctions: the distribution of missing data and its effects on biodiversity measures. *Biology Letters*, v. 12, p. 20150824, 2016. DOI: 10.1098/rsbl.2015.0824.

BORGES, L. M.; PASTORE, J. F. B.; SOUZA, A. F. C.; PIRANI, . R.; SIMON, M. F. Let there be clades: phylogenetics of *Mimosa* series *Pachycarpae* and *Setosae* (Fabaceae) improves the infrageneric classification of the genus. *Botanical Journal of the Linnean Society*, Londres, 2022, p. 1–19.

BOTANIC GARDENS CONSERVATION INTERNATIONAL. Global Strategy for Plant Conservation. Richmond: BGCI, 2002. Disponível em: [https://www.bgci.org/files/All/Key\\_Publications/gspc\\_portugues.pdf](https://www.bgci.org/files/All/Key_Publications/gspc_portugues.pdf). Acesso em: 02 abr. 2025

BOTANIC GARDENS CONSERVATION INTERNATIONAL. Global Strategy for Plant Conservation. Richmond: BGCI, 2006.

BOTANIC GARDENS CONSERVATION INTERNATIONAL. Global Strategy for Plant Conservation 2011–2020. Richmond: BGCI, 2012. Disponível em: [https://www.bgci.org/files/Plants2020/GSPCbrochure/gspc\\_english.pdf](https://www.bgci.org/files/Plants2020/GSPCbrochure/gspc_english.pdf). Acesso em: 02 abr. 2025.

BOTANIC GARDENS CONSERVATION INTERNATIONAL. The Global Strategy for Plant Conservation 2020-2030: summary. Richmond: BGCI, 2025. Disponível em: <https://www.plantlife.org.uk/wp-content/uploads/2025/06/GSPCSummary.pdf>. Acesso em: 08 set. 2025.

BRASIL. INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). Plano de manejo do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2021.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Alto Paraíso de Goiás (GO): panorama. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/alto-paraíso-de-goias/panorama>. Acesso em: 09 dez. 2025.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA. Painel de Unidades de Conservação do SNUC. 2025. Acesso em 14 Jul. 2025. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMGNmMGY3NGMtNWZlOC00ZmRmLWExZWItNTNiNDhkZDg0MmY4IiwidCI6IjM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTlmZmZThmM2M1NTBInyJ9&pageName=ReportSection0a112a2a9e0cf52a827>. Acesso em: 08 nov. 2025.

BRUMMITT, N. A.; BACHMAN, S. P.; GRIFFITHS-LEE J.; LUTZ M.; MOAT J. F.; FARJON A. et al. Green Plants in the Red: A Baseline Global Assessment for the IUCN

Sampled Red List Index for Plants. PLoS ONE 10(8): e0135152. DOI:10.1371/journal.pone.0135152. 2015.

CAMPOS, J. E. G, DARDENNE, M.A.; FREITAS-SILVA, F.H., MARTINS-FERREIRA, M. A. C. Geologia do Grupo Paranoá na porção externa da Faixa Brasília. Brazilian Journal of Geology 43: 461–476. 2013. DOI:10.5327/Z2317-48892013000300004.

CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZÁLEZ, A. Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature 486, 59–67; DOI:10.1038/nature11148. 2012.

CARRASCO, L. R.; WEBB, E. L.; SYMES, W. S.; KOH, L. P.; SODHI, N. S. Global economic trade-offs between wild nature and tropical agriculture. *PLoS Biology*, v. 15, n. 7, 2017.

CHRISTIANINI, Alexander V. Crop size influences pre-dispersal seed predation in the Brazilian Cerrado. Acta Botanica Brasilica, v. 32, p. 135-140, 2018.

CORREIA, J.R.; BURLE, M.L.; CALDERANO, S.B.; SPERA, S.T.; GOMES, I. A. Caracterização de Ambientes na Chapada dos Veadeiros/Vale do Rio Paranã: Contribuição para a Classificação Brasileira de Solos. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, Embrapa Solos. 2001.

CNCFLOTA. Centro Nacional de Conservação da Flora. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2024. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 02 jan. 2026.

CNCFlora. Centro Nacional de Conservação da Flora. Lista Vermelha. 2024. Disponível em <<http://cncflora.jbrj.gov.br/portal>>. Acesso: 19 jun. 2024.

COCHRANE, J. A.; CRAWFORD, A. D.; MONKS, L. T. The significance of *ex situ* seed conservation to reintroduction of threatened plants. Australian Journal of Botany, v. 55, n. 3, p. 356–361, 2007. DOI: 10.1071/BT06173.

COCHRANE, T. T.; SÁNCHEZ, L. G.; PORRAS, J. A.; DE AZEVEDO, L. G.; AND GARVER, C. L. Land in Tropical America = La tierra en América tropical = A terra na América tropical. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colombia; Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (EMBRAPA-CPAC), Planaltina, D. F. Brasil. 444 p. 1985.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. Global Strategy for Plant Conservation. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2002.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. Global Strategy for Plant Conservation: 2011–2020. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2012.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. Global Strategy for Plant Conservation: 2021–2030. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2020.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Montréal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2022.

Disponível em: <https://www.cbd.int/article/cop15-final-text-kunming-montreal-gbf-221222>. Acesso em: 10 out. 2025.

CORBINEAU, F. The effects of storage conditions on seed deterioration and ageing: how to improve seed longevity. *Seeds*, v. 3, n. 1, p. 56–75, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/seeds3010005>.

CUSTÓDIO, L. N.; CARMO-OLIVEIRA, R.; MENDES-RODRIGUES, C.; OLIVEIRA, P. E. Pré-dispersal seed predation and abortion in species of *Callisthene* and *Qualea* (Vochysiaceae) in a Neotropical savanna. *Acta Botanica Brasilica*, v. 28, n. 3, p. 309-320, 2014.

DAIBES, L. F.; ZUPO, T.; SILVEIRA, F. A. O.; FIDELIS, A. A field perspective on effects of fire and temperature fluctuation on Cerrado legume seeds. *Seed Science Research*, v. 27, n. 2, p. 74–83, 2017.

DÍAZ S., et al. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol* 4(8): e277. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040277, 2006.

DUTRA, V. F. et al. *Mimosa* in Flora do Brasil 2020. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <https://floradobrasil2020.jbrj.gov.br/FB31145>. Acesso em: 20 abr. 2025.

ENQUIST, B. J.; FENG, X.; BOYLE, B.; MAITNER, B. et al. The commonness of rarity: global and future distribution of rarity across land plants. *Sci Adv* 5 (11): eaaz0414. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz0414> Acesso: 04 Abr. 2024.

EHRLÉN, J. Spatio-temporal variation in predispersal seed predation intensity. *Ecology*, v. 77, n. 4, p. 1134–1145, 1996.

ESCOBAR, D. F. E.; SILVEIRA, F. A. O.; MORELLATO, L. P. C. Timing of seed dispersal and seed dormancy in Brazilian savanna: two solutions to face seasonality. *Annals of Botany*, Oxford, v. 121, n. 6, p. 1197–1209, 2018.

ELLIS, R. H.; HONG, T. D.; ROBERTS, E. H. Seed moisture content, storage, viability and vigour. *Seed Science Research*, Wallingford, v. 1, n. 4, p. 275–279, 1991.

FELFILI, J. M.; SILVA JUNIOR, M. C.; REZENDE, A. V.; HARIDASAN, M.; FILGUEIRAS, T. S.; MENDONÇA, R. C.; WALTER, B. M. T.; NOGUEIRA, P. E. O Projeto Biogeografia do Bioma Cerrado: hipóteses e padronização da metodologia. In: GARAY, I.; DIAS, B. (org.). *Biodiversidade do Cerrado*. Petrópolis: Vozes, p. 157–173. 2001.

FERNANDEZ, E.; MORAES, M. *Mimosa dominarum* (Fabaceae). The IUCN Red List of Threatened Species. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Conservação da Flora/Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020a. Disponível em: <[https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20dominarum\\_2020](https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20dominarum_2020)>. Acesso em: 13 Abr. 2024.

FERNANDEZ, E.; MORAES, M. *Mimosa rheiptera* (Fabaceae). The IUCN Red List of Threatened Species. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Conservação da Flora/Instituto de



Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020b. Disponível em: <[https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20rheiptera\\_2020](https://proflora.jbrj.gov.br/html/Mimosa%20rheiptera_2020)>. Acesso em: 19 Nov. 2024.

FENNER, M. Seedlings. *New Phytol.*, v.106, p.35-47, 1987.

FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. Germinação: do básico ao aplicado. Porto Alegre: Artmed. 323 p., 2004.

FERREIRA, E. A. B.; TOKARSKI, D. J. Bacia hidrográfica do Alto Tocantins: Retrato e reflexões. *Ecodata WWF- Brasil*: 102 p.; 28 cm, 2007.

FORGIARINI, C.; PARZEFALL, F.; REISCH, C. The impact of ex situ cultivation on the genetic variation of endangered plant species – implications for restoration. *Biological Conservation*, v. 284, art. 110221, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110221>.

FOWLER, J. A. P.; BIANCHETTI, A. Dormência em sementes florestais. Colombo: Embrapa Florestas, 27 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 40). 2000.

Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 18 Abr 2025

GASTON, K.J.; FULLER, R.A. The sizes of the geographic distribution areas of the species. *J Appl Ecol* 46:1–9. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01596.x>.

GIAM, X. Global biodiversity loss from tropical deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(23), 5775-5777. 2017.

GOIÁS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Plano de manejo da Estação Ecológica de Nova Roma. Goiânia: SEMAD, 2014.

GORELICK, N. *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, [s. l.], v. 202, p. 18-27, 2017.

GRANTHAM, H. S., et al. Modification of forests by people means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nature Communications*. 2020.

GUERRANT, E. O.; HAVENS, K.; MAUNDER, M. *Ex Situ* Plant Conservation: Supporting Species Survival in the Wild, Island Press para a Sociedade para Restauração Ecológica heInternacional. *South African Journal of Botany*: 72 (2006) 306–309. Washington, 2006.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; DAN-XIA, C.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, v. 1, n. 2, e1500052, 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.

HEYWOOD, V. H.; IRIONDO, J. M. Plant conservation: old problems, new perspectives. *Biological conservation*, 113(3), 321-335. 2003.

HUNT, R. *Basic Growth Analysis*. London: Unwin Hyman, 1990.

ICMBIO . Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. 2024. Disponível em: <[www.icmbio.gov.br/parnachapadadosveadeiros](http://www.icmbio.gov.br/parnachapadadosveadeiros)>. Acesso: 18 Jun. 2024.

IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. version 2023-1. 2024. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso: 28 Mai. 2024.

JAYASURIYA, K. M. G.; WIJETUNGA, A. S. T. B.; BASKIN, J. M.; BASKIN, C. C. Seed dormancy and storage behaviour in tropical Fabaceae: a study of 100 species from Sri Lanka. *Seed Science Research*, v. 23, n. 4, p. 257–269, 2013. DOI: 10.1017/S0960258513000214.

IŞIK, K. Rare and endemic species: why are they prone to extinction? *Turkish Journal of Botany*, Ankara, v. 35, n. 4, p. 411–417. 2011. DOI: <https://doi.org/10.3906/bot-1012-90>.

JBB. Jardim Botânico de Brasília. 2024. Disponível em: <<https://www.jardimbotanico.df.gov.br/>> . Acesso: 08 Abr. 2024.

JBRJ. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro 2024. Disponível em: <<https://www.gov.br/jbrj/pt-br>>. Acesso: 12 Abr. 2024.

JÚNIOR, G. C. O.; FARIA, A. F.; CARNEIRO, D. T. S. Estudos e pesquisas econômicas, sociais e educacionais sobre as microrregiões do estado de Goiás – microrregião da Chapada dos Veadeiros. 1º ed. Goiânia: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, 2014.

KIJAK, H.; RATAJCZAK, E. What do we know about the genetic basis of seed desiccation tolerance and longevity? *International Journal of Molecular Sciences*, Basel, v. 21, n. 10, p. 3612, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms21103612>.

LE BRETON, T. D.; ZIMMER, H. C.; GALLAGHER, R. V.; COX, M.; ALLEN, S.; AULD, T. D. Using IUCN criteria to perform rapid assessments of at-risk taxa. *Biodiversity and Conservation*, Dordrecht, v. 28, p. 863–883, 2019. DOI: 10.1007/s10531-019-01697-9.

LEWIS, G. P.; SCHRIRE, B.; MACKINDER, B.; LOCK, M. *Legumes of the World*. Richmond: Royal Botanic Gardens, Kew, 2005.

LI, D.-Z.; PRITCHARD, H. W. The science and economics of *ex situ* plant conservation. *Trends Plant Sci.* 14, 614–621. 2009.

LIU, U.; BREMAN, E.; COSSU, T. A.; KENNEY, S. The conservation value of germplasm stored at the Millennium Seed Bank, Royal Botanic Gardens, Kew, UK. *Biodiversity and Conservation*, Dordrecht, v. 27, p. 1347–1386, 2018.

LOPRESTI, E.; PAN, V. S.; GIRVIN C.; BARBEIRO, G.; JAEGER, S.; ORROCK, J. L. Sandy seeds: armour or invisibility cloak? Mucilage-bound sand physically protects seeds from granivores. *Journal of Ecology*, 2023.

LPWG (THE LEGUME PHYLOGENY WORKING GROUP). A new subfamily classification of the Leguminosae based on a taxonomically comprehensive phylogeny. *Taxon*, v. 66, n. 1, p. 44–77, 2017.

LUGHADHA, E. N.; BACHMAN, S. P.; LEÃO, T. C. C.; FOREST, F. et al. Extinction risk and threats to plants and fungi. *Plants, People, Planet*; 2:389–408. 2020.

MACE, G. M.; COLLAR, N. J.; GASTON, K. J.; HILTON-TAYLOR, C.; AKÇAKAYA, H. R.; LEADER-WILLIAMS, N.; MILNER-GULLAND, E. J.; STUART, S. N. Quantifying extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 1424-1442, dez. 2008.

MADEIRA, J. A.; FERNANDES, G. W. Reproductive phenology of sympatric taxa of Chamaecrista (Leguminosae) in Serra do Cipó, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, [s. l.], v. 15, n. 4, p. 463-479, 1999.

MARTINELLI, G.; MESSINA, T. E. FILHO, L. S. Tradução: ANDERSON, F., HIEATT, C. Livro vermelho da flora do Brasil - 1. ed. - Rio de Janeiro : Andrea Jakobsson: 1100 p. ; 30 cm. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013.

MARTINELLI, G.; MESSINA, T. E. FILHO, L. S. Tradução: STRAKER, D., HIEATT, C. Livro vermelho da flora do Brasil – Plantas raras do Cerrado - 1. ed. - Rio de Janeiro : Andrea Jakobsson: 320 p. ; 21,5 x 30 cm. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro : CNCFlora, 2014.

MAPBIOMAS – Coleção da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, 2024. Disponível em: <[plataforma.brasil.mapbiomas.org](https://plataforma.brasil.mapbiomas.org)>. Acesso: 12 Abr. 2024.

MARSH, C. J.; SYFERT, M. M.; ALETRARI, E.; GAVISH, Y.; KUNIN, W. E.; BRUMMITT, N. The effect of sampling effort and methodology on range size estimates of poorly-recorded species for IUCN Red List assessments. *Biodiversity and Conservation*, v. 32, p. 1105–1123, 2023.

MEDEIROS, A. C. S. Aspectos de dormência em sementes de espécies arbóreas. Colombo: Embrapa Florestas, 2001. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/305318/1/CT0055.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2025.

MERRITT, D. J.; DIXON, K. W. Restoration seed banks - a matter of scale. *Science*, Washington, DC, v. 332, p. 424–425, 2011.

MITTERMEIER, R. A.; ROBLES GIL, P.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Cidade do México: CEMEX; Washington, DC: Conservation International, 2004.

MORANDINI, M. N.; VIANA, M. L. Pre-dispersal seed predation in three populations of the tree *Enterolobium contortisiliquum* (Fabaceae). *Revista de Biología Tropical*, v. 57, n. 3, p. 781–788, 2009.

- MORIM, M. P.; FILARDI, F. L. R.; SARTORI, Â. L. B.; SIMON, M. F.; IGANCI, J. R. V.; LEWIS, G. P.; LIMA, H. C.; LUGHADHA, E. N.; FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D. Assembling the Brazilian flora: overview of Leguminosae diversity. *Brazilian Journal of Botany*, v. 47, n. 4, p. 1245–1271, 2024. DOI: 10.1007/s40415-024-01034-7.
- MOHSENIN, N. N. Physical properties of plant and animal materials: structure, physical characteristics and mechanical properties. 2. ed. New York: Gordon and Breach Science Publishers, 1986.
- MOUNCE, R.; SMITH, P.; BROCKINGTON, S. *Ex situ* conservation of plant diversity in the world's botanic gardens. *Nature Plants*, 3(10), 795-802. 2017.
- MUNHOZ, C.; PROENÇA, C. Composição florística do Município de Alto Paraíso de Goiás na Chapada dos Veadeiros. 102–5. 1998.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, London, vol. 403, p. 853-858, 2000.
- NATIVEL, N.; BUISSON, E.; SILVEIRA, F. A. O. Seed storage-mediated dormancy alleviation in Fabaceae from campo rupestre. *Acta Botanica Brasilica*, v. 29, p. 445-447, 2015.
- NEWBOLD, T. et al. A global model of the response of tropical and sub-tropical forest biodiversity to anthropogenic pressures. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1792), 20141371. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1371>.
- NUALART, N.; IBÁÑEZ, N.; LUQUE, P.; PEDROL, J.; VILAR, L.; GUÀRDIA, R. Dataset of herbarium specimens of threatened vascular plants in Catalonia. *PhytoKeys*, v. 77, p. 41–62, 2017. DOI: 10.3897/phytokeys.77.11542.
- OLIVEIRA, R. S.; BEZERRA, L.; DAVIDSON, E. A.; MOREIRA, A. G.; et al. Deep root function in soil water dynamics in Cerrado savannas of central Brazil. *Functional Ecology*, v. 19, n. 4, p. 574–581, 2005. DOI: 10.1111/j.1365-2435.2005.01003.x.
- OLIVEIRA P. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies de cerrado. Em: Sano SM, Almeida SP, eds. Cerrado: ambiente e flora. Planaltina, Brasil: EMBRAPA-CPAC, 169–192. 2008.
- OROZCO-ALMANZA, M. S.; PONCE DE LEÓN-GARCÍA, L.; GREETHER, R.; GARCÍA-MOYA, E. Germination of four species of the genus *Mimosa* (Leguminosae) in a semi-arid zone of Central Mexico. *Journal of Arid Environments*, London, v. 55, n. 1, p. 75–92, 2003.
- PAIVA, S. R.; ALBUQUERQUE, M. S. M.; SALOMÃO, A. N. et al. Recursos genéticos : o produtor pergunta, a Embrapa responde. 298 p. Brasília, DF: Embrapa, 2019.
- PASSOS, M. A.; TAVARES, K. M. P.; ALVES, A. R. Germinação de sementes de sabiá (*Mimosa caesalpiniiifolia* Benth.). *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 2, n. 1, p. 51–56, 2007. Disponível em: <http://www.redalyc.org/pdf/1190/119017336009.pdf>. Acesso em: 18 abr. 2025.

PENCE, V. C.; BALLESTEROS, D.; WALTERS, C. Cryobiotechnologies: Tools for expanding long-term *ex situ* conservation to all plant species. *Biological Conservation* 250, 108736. 2020.

PENCE, V. C.; MEYER, A.; LINSKY, J. et al. Defining exceptional species - A conceptual framework to expand and advance *ex situ* conservation of plant diversity beyond conventional seed banking. *Biological Conservation* 266, 109440. 2022.

PEREIRA, C. C.; KENEDY-SIQUEIRA, W.; MAIA, L. R.; SPERANDEI, V. F.; ARANTES-GARCIA, L.; FERNANDES, S.; FERNANDES, G. F. C.; DE CASTRO, G. C.; RODRIGUES, D. J.; SALM, R.; FEARNSIDE, P. M. The Cerrado crisis review: highlighting threats and providing future pathways to save Brazil's biodiversity hotspot. *Nature Conservation*, v. 61, p. 29–70, 2026. DOI: 10.3897/natureconservation.61.168273.

PEREZ, S. C. J. G. A. Dormência embrionária. In: FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. (orgs.). *Germinação: do básico ao aplicado*. Porto Alegre: Artmed, p. 125–135. 2004.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. *Biologia da conservação*. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

POSSINGHAM, H. P. *et al.* Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 17, n. 11, p. 503-507, nov. 2002.

POORTER, H.; NIKLAS, K. J.; REICH, P. B.; OLEKSYN, J.; POOT, P.; MOMMER, L. Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. *New Phytologist*, v. 193, n. 1, p. 30–50, 2012. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2011.03952.x.

QAZI, A. W.; SAQIB, Z.; ZAMAN-UL-HAQ, M. Trends in species distribution modelling in context of rare and endemic plants: a systematic review. *Ecological Processes*, v. 11, n. 40, p. 1–11, 2022.

QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. 2024. Disponível em: <<http://qgis.osgeo.org>>. Acesso: 14 Abr. 2024.

QUEIROZ, L. P. *Leguminosas da Caatinga*. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana, 2009. 467 p.

RAPOSEIRAS, R.; ALVES, V. M. C.; SOUZA, I. R. P.; MAGALHÃES, J. V.; GUIMARÃES, C. T.; MARRIEL, I. E.; SCHAFFERT, R. E. Produção de mucilagem e tolerância diferencial ao alumínio em milho. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo. XXV Congresso Nacional de Milho e Sorgo. 2004

RAVEN, P. H. Plants make our existence possible. *Plants, People, Planet*, v. 3, n. 1, p. 2-6, 2021. DOI: 10.1002/ppp3.10173.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 12 mar. 2025.

REIS JR, F. B.; SIMON, M. F.; GROSS, E.; BODDEY, R. M.; ELLIOTT, G. N.; NETO, N. E.; LOUREIRO, M. F.; QUEIROZ, L. P.; SCOTTI, M. R.; CHEN, W.-M.; NORÉN, A.; RUBIO, M. C.; FARIA, S. M.; BONTEMPS, C.; GOI, S. R.; YOUNG, J. P. W.; SPRENT, J. I.; JAMES, E. K. Nodulation and nitrogen fixation by *Mimosa* spp. in the Cerrado and Caatinga biomes of Brazil. *New Phytologist*, v. 186, p. 934–946, 2010. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2010.03267.x.

REFLORA. Herbário Virtual. Disponível em:  
<<https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/>> Acesso: 18 Jun. 2024.

REFLORA. *Mimosa* in Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB31145>>. Acesso: 13 Abr. 2024.

RIBEIRO J. F.; WALTER B. M. T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In *Cerrado: ecologia e flora* (SM Sano, SP Almeida & JF Ribeiro, eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina. p.151-212. 2008.

RIBEIRO, J. W.; RIBEIROUM, B. R.; GUIDONI-MARTINSUM, K.; TESSAROLLO, G.; VELAZCO, S. J. E.; JARDIM, L.; BACHMANG, S. P.; LOYOLA, R. Issues with species occurrence data and their impact on extinction risk assessments. *Biological Conservation*, v. 273, 109674, 2022. DOI:10.1016/j.biocon.2022.109674.

RODRIGUES-JUNIOR, A. G.; MELLO, A. C. M. P.; BASKIN C. C.; BASKIN J.M.; OLIVEIRA, D. M. T.; GARCIA, Q.S.2018. Why large seeds with physical dormancy become nondormant earlier than small ones. *PLoS ONE*, v. 13, n. 8, 2018. DOI: e0202038.<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202038>.

SACILIK, K.; ÖZTÜRK, R.; KESKIN, R. Some physical properties of hemp seed. *Biosystems Engineering*, London, v. 86, n. 2, p. 191-198, 2003.

SANO, E. E.; RODRIGUES, A. A.; MARTINS, E. S.; BETTIOL, G. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; BEZERRA, A. S.; COUTO JR., A. F.; VASCONCELOS, V.; SCHÜLER, J.; BOLFE, E. L. Cerrado ecoregions: a spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management*, v. 232, p. 818–828, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.11.108.

SHAO, H.-B.; CHU, L.-Y.; JALEEL, C. A.; ZHAO, C.-X. Water-deficit stress-induced anatomical changes in higher plants. *Comptes Rendus Biologies*, v. 331, n. 3, p. 215–225, 2008.

SHIVANNA, K. R. Climate change and its impact on biodiversity and human welfare. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, v. 88, n. 2, p. 160-171, 2022. DOI: 10.1007/s43538-022-00073-6.

SILVA, S. R.; OLIVEIRA, W. L.; MEDEIROS, M. B. Plano de recuperação de *Uebelmannia buiningii* Donald (Cactaceae). Brasília: 1. ed. 2021.

SILVEIRA, F. A. O.; FERNANDES, G. W. Effect of light, temperature and scarification on the germination of *Mimosa foliolosa* (Leguminosae) seeds. *Seed Science and Technology*, v. 34, n. 3, p. 585–592, 2006.

SILVEIRA, F. A. O.; NEGREIROS, D.; RANIERI, B. D.; SILVA, C. A.; ARAÚJO, L. M.; FERNANDES, G. W. Effect of seed storage on germination, seedling growth and survival of *Mimosa foliolosa* (Fabaceae): implications for seed banks and restoration ecology. *Tropical Ecology*, v. 55, p. 385–392, 2014.

SILVEIRA, F. A.; TEIXIDO, A. L.; ZANETTI, M.; PÁDUA, J. G.; ANDRADE, A. C. S. D.; COSTA, M. L. N. D. *Ex situ* conservation of threatened plants in Brazil: a strategic plan to achieve Target 8 of the Global Strategy for Plant Conservation. *Rodriguésia*, v. 69, p. 1547–1555, 2018.

SIMON, M. F.; AMARAL, M. F. *Mimosa splendida* Barneby (*Mimosoideae*, Leguminosae) rediscovered in Central Brazil: preliminary studies for conservation of a rare species. *Revista Brasil. Bot.*, vol. 26, n.1, p.93-96. 2003.

SIMON, M. F.; HAY, J. V. Comparison of a common and rare species of *Mimosa* (*Mimosaceae*) in Central Brazil. *Austral Ecology*, Hoboken, v. 28, n. 3, p. 315–326, 2003.

SIMON, M. F.; GREETHER, R.; QUEIROZ, L.; SKEMA, C.; PENNINGTON, R. T.; HUGHES, C. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, Washington, v. 106, n. 48, p. 20359-20364, 1 dez. 2009.

SIMON, M. F.; GREETHER, R.; QUEIROZ, L. P.; SÄRKINEN, T. E.; DUTRA, V. F.; HUGHES, C. E. The evolutionary history of *Mimosa* (Leguminosae): towards a phylogeny of the sensitive plants. *American Journal of Botany*, Hoboken, v. 98, n. 7, p. 1201–1221, 2011.

SIMON, M. F.; PROENÇA, C. Phytogeographic patterns of *Mimosa* (*Mimosoideae*, Leguminosae) in the Cerrado biome of Brazil: an indicator genus of high-altitude centers of endemism? *Biological Conservation* 96:279-296. 2000.

SIMON, M. F.; REIS, T. S.; MENDOZA, J. M. Conservation assessment of cassava wild relatives in central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, vol. 29, p. 1589–1612, 2020.

SPECIES LINK. Disponível em: <<https://specieslink.net/>>. Acesso: 15 Abr. 2025.

STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 1-3, 23 mar. 2017.

TANG, L.; BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M.; LUO, K.; YU, X.; HUANG, W.; ZHANG, R.; CHEN, Y. Methods of breaking physical dormancy in seeds of the invasive weed *Mimosa pudica* (Fabaceae) and a comparison with 36 other species in the genus. *PeerJ*, v. 10, e13567, 2022.

TROVÓ, M.; ECHTERNACHT, L. The *Paepalanthoideae* (Eriocaulaceae) of the Chapada dos Veadeiros National Park, Brazil: taxonomic novelties, identification key, and illustrated list of species. *European Journal of Taxonomy* 834: 58–93, 2022.

VALENTE, . J.; GANNON, D. G.; HIGHTOWER, J.; KIM, H.; LEIMBERGER, K. G.; MACEDO, R.; ROUSSEAU, J. S.; WELDY, M. J.; ZITOMER, R. A.; FAHRIG, L.; FLETCHER JÚNIOR, R. J.; WU, J.; BETTS, M. G. Toward conciliation in the habitat fragmentation and biodiversity debate. *Landscape Ecology*, Dordrecht, v. 38, p. 2717–2730, 2023. DOI: 10.1007/s10980-023-01708-9.

VAN DER WALT, K.; NADARAJAN, J. Seed storage physiology of *Lophomyrtus* and *Neomyrtus*, two threatened Myrtaceae genera endemic to New Zealand. *Plants*, Basel, v. 12, n. 5, art. 1067, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants12051067>.

VERDI, M. , OLIVEIRA, J. A. (Org). Plano de Ação Nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Bacia do Alto Tocantins : PAN Bacia do Alto Tocantins. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, CNCFlora, 2025.

WALTERS, C.; BERJAK, P.; PAMMENTER, N.; KENNEDY, K.; RAVEN, P. Preservation of recalcitrant seeds. *Science*, v. 339, n. 6122, p. 915–916, 2013.

WEBER, H.; BORISJUK, L.; WOBUS, U. Molecular physiology of legume seed development. *Annual Review of Plant Biology*, Palo Alto, v. 56, p. 253–279, 2005.

WESTWOOD, M.; CAVENDER, N.; MEYER, A.; SMITH, P. Botanic garden solutions to the plant extinction crisis. *Plants People Planet*. 2021;3:22–32. 2020.

WILSON, H. B.; JOSEPH, L. N.; MOORE, A. L.; POSSINGHAM, H. P. When should we save the most endangered species? *Ecology Letters*, [s. l.], v. 14, n. 11, p. 1153-1160, nov. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01652.x>.



## APÊNDICE

1- Registros de herbários obtidos das espécies *M. dominarum* (MD) e *M. rheiptera* (MR).

\* espécimes com identificação diferente daquelas presentes em outros herbários.

| SP | Coletor           | Nº de coleta | Data       | Local                                                                                                                                    | Coordenada (lat / long)   | Herbário            |
|----|-------------------|--------------|------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|---------------------|
| MD | Glaziou, A. F. M. | 21095        | 07/05/1896 | Goyaz. Brazil                                                                                                                            | -                         | MO, K, IAN*         |
| MD | Barroso, G.M.     | 583          | 22/12/1968 | Chapada dos Veadeiros, cerrado, caminho para São João da Aliança. Goiás, Brazil                                                          | -                         | UB, MO, NY, IPA, K  |
| MD | Cardoso, F.       | 54           | 16/02/1979 | Alto Paraíso de Goiás                                                                                                                    | -                         | UB, HTO, NY, U*     |
| MD | Souza, J. P.      | 4335         | 22/01/2005 | Fazenda Juliana. GO-118, a 7km do trevo para Niquelândia e Colinas do Sul., Alto Paraíso de Goiás, Goiás, Brasil                         | -14.195278 / -47.497222   | ESA*, K, HUEFS, SPF |
| MD | Simon, M. F.      | 776          | 22/03/2006 | Ao longo da estrada Alto Paraíso - Brasília                                                                                              | -14.196111 / -47.495833   | CEN, UB             |
| MD | Borges, L. M.     | 1154         | 07/03/2017 | Chapada dos Veadeiros. Estrada BR 010. Alto Paraíso de Goiás-Brasília                                                                    | -14.19708 / -47.49499     | CEN                 |
| MD | Schindler, B.     | 600          | 16/01/2024 | Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, Serra da Baliza, ao longo de afluente do rio Tocantinzinho., Alto Paraíso de Goiás, Goiás, Brasil | -14.158889 / -47.463333   | HUFU, MBM, CEN      |
| MD | Schindler, B.     | 634          | 07/02/2024 | Região da Chapada dos Veadeiros, Cachoeira do Papagaio, rio dos Couros, Alto Paraíso de Goiás, Goiás                                     | -14.2463889 / -47.6280556 | MBM, HUFU, CEN      |
| MD | Simon, M. F.      | 4341         | 07/02/2024 | Chapada dos Veadeiros, ao longo do Ribeirão Piçarrão, ca. 11 km S de Alto Paraíso.                                                       | -14.220833 / -47.478888   | CEN                 |
| MR | Dawson, E. Y.     | 14552        | 25/04/1956 | Region of the Chapada dos Veadeiros. 33 km north of                                                                                      | -                         | NY, MO              |

|    |                      |      |            |                                                                                                                                     |                              |                                             |
|----|----------------------|------|------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|---------------------------------------------|
|    |                      |      |            | Sao Joao da Alianca.<br>Goiás, Brazil                                                                                               |                              |                                             |
| MR | Anderson,<br>W. R.   | 6532 | 07/03/1973 | Goiás, Brazil                                                                                                                       | -                            | G, SPF*,<br>UB*, K*,<br>NY, US*             |
| MR | Allem, A.<br>C.      | 1059 | 18/09/1977 | Chapada dos Veadeiros,<br>Alto Paraíso De Goiás.                                                                                    | -                            | CEN, US*                                    |
| MR | Barros, S.           | 62   | 06/07/1978 | Alto Paraíso de Goiás,<br>Goiás, Brasil                                                                                             | -                            | UB                                          |
| MR | Silva, J. C.<br>S.   | 61   | 16/05/1979 | Área de afloramento de<br>quartzito. Alto Paraíso De<br>Goiás.                                                                      | -                            | CEN                                         |
| MR | Allem, A.<br>C.      | 2723 | 29/04/1980 | Km 129 GO 118. São João<br>D'Aliança-Alto Paraíso- 35<br>KM ao norte                                                                | -                            | HUEFS,<br>HTO,<br>CEN                       |
| MR | Toledo, C.<br>B.     | 97   | 14/05/1986 | Parque Nacional da<br>Chapada dos Veadeiros,<br>Arredores da sede do<br>IBDF, próximo ao Rio<br>José Jacó, Alto Paraíso de<br>Goiás | -                            | SP, SPF                                     |
| MR | Proença,<br>C. E. B. | 1182 | 23/05/1994 | Estrada para Teresina de<br>GO, entre os Kms 174 e<br>176 da GO-118. Alto<br>Paraíso, Goiás, Brasil                                 | -14.1166667 /<br>-47.5166667 | UB,<br>HEPH*,<br>CEPEC*,<br>HUEG*,<br>HUTO* |
| MR | Silva, A.<br>S.      | 2007 | 24/05/1994 | Chapada dos Veadeiros. 16<br>Km ao sul da cidade, em<br>direção a Teresina de<br>Goiás. GO-118, Km 184.<br>Ao lado do Rio Preto.    | -13.99444 /<br>-47.51388     | IBGE                                        |
| MR | Felfili, J.<br>M.    | 320  | 20/04/1995 | Alto Paraíso de Goiás,<br>Parque Nacional Chapada<br>dos Veadeiros                                                                  | -14.0663889 /<br>-47.6377777 | UB, NY*<br>IBGE*                            |
| MR | Vaz, A. F.           | 1166 | 23/10/1996 | PARNA - Chapada dos<br>Veadeiros, estrada para o<br>Córrego dos Ingleses.<br>Brasil                                                 | -                            | K, IBGE,<br>NY*                             |
| MR | Munhoz,<br>C. B. R.  | 713  | 04/1998    | Alto Paraíso de Goiás,<br>Goiás, Brasil                                                                                             | -14.0725 /<br>-47.5091667    | UB,<br>HEPH*                                |

|    |                        |       |            |                                                                                                         |                           |                  |
|----|------------------------|-------|------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|------------------|
| MR | Uliana, V.<br>L. C. R. | 671   | 05/01/2002 | 40 km de Alto Paraíso, BR 118 em direção a Palmas. Campo rupestre, Alto Paraíso, Goiás, Brasil          | -                         | ESA, SPF*, CEN*  |
| MR | Simon, M. F.           | 767   | 22/03/2006 | Alto Paraíso de Goiás, Goiás                                                                            | -14.0166667 / -47.5166667 | UB               |
| MR | Proença, C. E. B.      | 3396  | 10/08/2007 | Fazenda São Bento. Estacionamento da Cachoeira do Rio Almécegas I., Alto Paraíso de Goiás               | -14.1833334 / -47.6       | UB, HDJF*        |
| MR | Cordeiro, J.           | 2583  | 21/05/2008 | Chapada dos Veadeiros, Alto Paraíso, Goiás                                                              | -                         | MBM              |
| MR | Queiroz, L. P.         | 14256 | 25/04/2009 | Estrada para Nova Roma, ca. 8 Km de Alto Paraíso de Goiás                                               | -14.105833 / -47.489444   | CEN*, HUEFS*     |
| MR | Simon, M. F.           | 884   | 02/05/2009 | Fazenda Loquinhas, 10 km a leste da cidade. Próximo ao córrego Passa-tempo. Alto Paraíso, Goiás, Brasil | -14.144167 / -47.489444   | HUEFS, UB, BHCB* |
| MR | Borges, L. M.          | 499   | 14/12/2010 | Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Estrada de socorro do parque.                                 | -14.163111 / -47.823417   | SPF, NY, K*      |
| MR | Borges, L. M.          | 555   | 20/03/2012 | Chapada dos Veadeiros, Estrada GO 239, Alto Paraíso de Goiás-São Jorge                                  | -                         | CEN*, SPF        |
| MR | Silva, J. S.           | 1085  | 08/05/2012 | Chapada dos Veadeiros., ALTO PARAISO DE GOIAS, GO, Brasil                                               | -14.211388 / -47.488611   | CEN, UEC*        |
| MR | Borges, L. M.          | 914   | 01/11/2012 | Chapada dos Veadeiros. Estrada GO 239, Alto Paraíso de Goiás-Nova Roma, a nordeste de Alto Paraíso      | -14.105833 / -47.488333   | CEN, SPF*, SPS*  |
| MR | Simon, M. F.           | 3154  | 09/09/2017 | 10 km W de Alto Paraíso, fazenda São Bento, trilha para Almécegas 2. Alto Paraíso De Goiás, GO          | -14.185555 / -47.536111   | CEN              |

|    |                   |      |            |                                                                                                                        |                           |                  |
|----|-------------------|------|------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|------------------|
| MR | Bergamini, L. L.  | 152  | 12/05/2018 | Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros                                                                               | -14.167222 / -47.845555   | CEN, IBGE*, UFG* |
| MR | Simon, M. F.      | 3275 | 22/07/2018 | Ao longo da GO - 118, 6 km N de Alto Paraíso, trilha para a Cachoeira dos Cristais., ALTO PARAISO DE GOIAS, GO, Brasil | -14.100555 / -47.499722   | CEN              |
| MR | Lozano, E. D.     | 4413 | 30/03/2019 | PARNA da Chapada dos Veadeiros, próximo à casa abandonada, Cavalcante                                                  | -13.945 / -47.4944444     | MBM              |
| MR | Resende, M. L. F. | 7041 | 07/05/2019 | Sede da Estação Ecológica Chapada de Nova Roma., Nova Roma, GO                                                         | -13.935 / -47.081944      | CEN              |
| MR | Silva, C. F. S.   | 796  | 08/05/2021 | Instituto Biorregional do Cerrado. RPPN Murundu. Alto Paraíso De Goiás, GO                                             | -14.106388 / -47.5425     | CEN, UB          |
| MR | Almeida, V. M.    | 23   | 01/08/2024 | Fazenda Bona Espero., Chapada dos Veadeiros                                                                            | -14.1402777 / -47.6122222 | UB               |
| MR | Simon, M. F.      | 4623 | 06/08/2024 | Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, Serra da Baliza, 7,4 km leste a partir da GO-118.                               | -14.161944 / -47.455555   | CEN              |
| MR | Ordóñez P.        | 69   | 30/08/2025 | Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, Setor "Ingleses". Entrada do setor, próximo a estrada.                          | -14.1637 / -47.7907       | UFMG             |