



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**

**Departamento de Biologia Geral**



**Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre**

Julio Cesar Santiago Lopes

**MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS E O FUTURO DAS PLANTAS  
CARNÍVORAS: riscos iminentes e estratégias de conservação de *Drosera*.**

Belo Horizonte

2022

Julio Cesar Santiago Lopes

**MUDANÇAS GLOBAIS E O FUTURO DAS PLANTAS CARNÍVORAS: riscos iminentes e estratégias de conservação de *Drosera*.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Geraldo Wilson Fernandes

Belo Horizonte

2022

043      **Lopes, Julio Cesar Santiago.**  
Mudanças globais e o futuro das plantas carnívoras: riscos iminentes e estratégias de conservação de Drosera [manuscrito] / Julio Cesar Santiago Lopes. – 2022.  
53 f. : il. ; 29,5 cm.

**Orientador: Geraldo Wilson Fernandes.**  
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Planta Carnívora. 3. Conservação dos Recursos Naturais. 4. Drosera.  
I. Fernandes, Geraldo Wilson. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. III. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

### FOLHA DE APROVAÇÃO

**"Mudanças globais e o futuro das plantas carnívoras: riscos iminentes e estratégias de conservação de Drosera."**

**JÚLIO CÉSAR SANTIAGO LOPES**

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada, no dia 28 de outubro de 2022, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

Doutor(a) Fernando de Moura Resende  
(UFMG)

Doutor(a) Milton Barbosa da Silva Junior  
(UFMG)

Doutor(a) Geraldo Wilson Afonso Fernandes  
(Presidente da Banca)

Belo Horizonte, 28 de outubro de 2022.

Assinatura dos Membros da Banca



Documento assinado eletronicamente por **Milton Barbosa da Silva Junior, Usuário Externo**, em 08/11/2022, às 12:32, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Fernando de Moura Resende, Usuário Externo**, em 09/11/2022, às 08:59, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Geraldo Wilson Afonso Fernandes, Professor do Magistério Superior**, em 18/11/2022, às 19:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufmg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador 1877191 e o código CRC B94C056E.

## **AGRADECIMENTOS**

Sou grato primeiramente a Deus e a todos os meus guias espirituais que sempre estiveram comigo nesta caminhada.

Agradeço imensamente a minha família pelo incentivo, aos meus amigos pelo apoio e, sobretudo, à minha companheira por todo amor, carinho e dedicação ao caminhar ao meu lado.

Agradeço ao professor Geraldo Wilson Fernandes por me acolher dentro da academia, acreditar no potencial do meu trabalho e concordar em me orientar, e por todo o incentivo para sempre buscar melhorar e almejar coisas maiores.

Agradeço ao Dr. Ulises Olivares pela orientação e todo apoio concedido durante esse processo.

Agradeço a Dra. Yumi Oki por todos os conselhos e por abrir para mim as portas do conhecimento e do pensamento científico.

Agradeço a todos os alunos do Laboratório de Ecologia Evolutiva e Biodiversidade e do programa de pós-graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre, pela amizade e companheirismo.

Agradeço a Casa de Caridade, Amor, Fé e Evolução pelo acolhimento, a todos os membros encarnados e desencarnados, e a todos os espíritos de luz que nos protegem e nos fortalecem a cada dia, que estão sempre nos incentivando a nos tornarmos pessoas melhores.

Por fim, agradeço ao CNPq pelo aporte financeiro e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre por todo o suporte durante esse período.

## RESUMO

A perda de biodiversidade no planeta vem aumentando consideravelmente nas últimas décadas e as plantas carnívoras estão entre os organismos mais ameaçados. Habitando ambientes sazonalmente inundados e pobres em nutrientes, *Drosera* representa o gênero de planta carnívora mais ameaçado da América do Sul. Entre as principais causas responsáveis pelo declínio de diversas populações de *Drosera* estão as mudanças globais, como reduções drásticas no regime de chuva e períodos de seca prolongados, aumento da deposição de nitrogênio, bem como a destruição dos seus habitats principalmente para uso agropecuário. A maioria das espécies da América do Sul de *Drosera* são endêmicas e espacialmente restritas, reforçando a necessidade de avaliar o grau de vulnerabilidade de seus habitats e a urgência em desenvolver estratégias de conservação frente às mudanças globais. Neste sentido desenvolvemos modelos de distribuição de espécies (SDMs) com o objetivo de obter um panorama integral da distribuição de *Drosera*, estabelecer os principais riscos aos habitats ocupados por essas espécies e identificar áreas prioritárias à conservação do gênero na América do Sul. A maior riqueza, diversidade e endemismo de *Drosera* se encontra especialmente no campo rupestre, um ecossistema montanhoso extremamente ameaçado por atividades antrópicas como agricultura e mineração. Particularmente, estas são as principais atividades responsáveis pela destruição de habitats de *Drosera* em todo o mundo. Além disso, nossos resultados evidenciaram um cenário futuro catastrófico com a perda de aproximadamente 90% da área de adequabilidade ambiental para sobrevivência de *Drosera* na América do Sul em 2050 e 2070. Os impactos de uma possível extinção de espécies de *Drosera* se estendem além de sua diversidade biológica, bem como a inúmeros processos ecológicos e serviços ecossistêmicos aos quais elas estão associadas. O cenário das espécies de *Drosera* na América do Sul é pessimista, pois seu habitat se encontra sob constante ameaça antrópica e há o risco de muitas desaparecerem em um futuro próximo. A criação e manutenção de áreas protegidas e unidades de conservação pode ser uma estratégia eficaz a curto prazo, entretanto é necessário traçar novas estratégias de conservação de *Drosera* na América do Sul que garantam sua sobrevivência a longo prazo frente às mudanças climáticas globais.

Palavras Chave: ambientes montanhosos; espécies ameaçadas; estratégias de conservação; modelagem de nicho; mudanças globais; plantas carnívoras.

## ABSTRACT

The biodiversity loss has increased considerably in recent decades and carnivorous plants are among the most threatened organisms. Inhabiting seasonally flooded and nutrient-poor environments, *Drosera* represents the most endangered carnivorous plant genus in South America. Among the main causes rising the decline of several *Drosera* populations are global changes with drastic reductions in rainfall and prolonged dry periods, increased nitrogen deposition, as well as the destruction of their habitats mainly for agricultural use. Most South American *Drosera* species are endemic and spatially restricted, reinforcing the need to assess the degree of habitats vulnerability and the urgency of developing conservation strategies in the face of global changes. Here, we developed species distribution models (SDM's) in order to obtain a comprehensive overview of *Drosera*'s distribution, establish the main risks to the habitats occupied by these species, and identify priority areas for the conservation of the genus in South America. The greatest richness, diversity and endemism of *Drosera* is found especially in *campo rupestre*, a mountainous ecosystem extremely threatened by human activities such as agriculture and mining. Particularly, these are the main activities responsible for the destruction of *Drosera* habitats worldwide. Our results exhibit a catastrophic future scenario with loss of approximately 90% of the area of environmental suitability for *Drosera* survival in South America by 2050 and 2070. The impacts of a possible extinction of *Drosera* species extend beyond their biological diversity, as well as the numerous ecological processes and ecosystem services with which they are associated. The prospect for sundew species in South America shows us a pessimistic scenario, its habitat is under constant human activity pression and the risk to many species extinction in the near future is crucial. The creation and maintenance of protected areas and conservation units may be an effective strategy in the short term; however, it is necessary to devise new strategies for *Drosera* conservation in South America that guarantee its long-term survival in the face of global climate change.

Key words: conservation strategies; endangered species; global change; mountainous environments; niche modeling; carnivorous plants.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 – A) Pontos de ocorrência de *Drosera* na América do Sul utilizados como amostra preditora. B) Pontos de ocorrência de *Drosera* na América do Sul utilizados como amostra independente 15
- Figura 2 – Teste de jackknife com o índice de valores de importância de cada variável selecionada no ganho de treino na performance do modelo, sendo elas: Temperatura média anual (bio1); Isotermalidade (bio3); Sazonalidade da temperatura (bio4); Faixa anual de temperatura (bio7); Precipitação anual (bio12); Precipitação do mês mais seco (bio14); Sazonalidade da temperatura (bio15); Elevação (elev); Declive (slope); Capacidade de troca catiônica (cec); Conteúdo de argila (clay); Nitrogênio (nitro); Ph em água (ph); Areia (sand) e Lodo (silt). A) Projeção atual com todas as variáveis. B) Projeções atuais e futuras apenas com variáveis climáticas 22
- Figura 3 – Mapa do padrão de riqueza de espécies de *Drosera* na América do Sul, altos índices em vermelho. Interpolador: Krigagem Universal 23
- Figura 4 – Mudanças preditas no padrão de riqueza de espécies para a América do Sul. Regiões que mais sofrerão alterações nos padrões de riqueza em vermelho. Método utilizado: Floresta Aleatória 24
- Figura 5 – Padrões de  $\beta$ -diversidade (turnover) de *Drosera* na América do Sul. Diferenças na composição de espécies expressados em verde e rosa. Interpolador: NNI 25
- Figura 6 – Áreas de endemismo de *Drosera* na América do Sul, em vermelho regiões com altos índices de endemismo de peso corrigido (CWE). Interpolador: Krigagem Universal 26
- Figura 7 – Predições atuais para a distribuição de *Drosera* na América do Sul, mapa de adequabilidade ambiental (A e C) e mapa binário de presença/ausência (B e D). A e B representam predições utilizando todas as variáveis (climáticas, edáficas e topográficas). C e D representam predições utilizando apenas variáveis climáticas 28

Figura 8 – Predições futuras (2050) para a distribuição de *Drosera* na América do Sul, mapa de adequabilidade ambiental (A e C) e mapa binário de presença/ausência (B e D). A e B representam predições utilizando o modelo climático HadGEM2-AO. C e D representam predições utilizando o modelo climático MRI-CGCM3 29

Figura 9 – Predições futuras (2070) para a distribuição de *Drosera* na América do sul, mapa de adequabilidade ambiental (A e C) e mapa binário de presença /ausência (B e D). A e B representam predições utilizando o modelo climático HadGEM2-AO. C e D representam predições utilizando o modelo climático MRI-CGCM3 30

Figura S1 – Matriz de correlação de todas as variáveis coletadas para a área de estudo. A) Matriz de correlação entre as variáveis climáticas; B) Matriz de correlação entre as variáveis topográficas e C) Matriz de correlação entre as variáveis edáficas 55

Figura S2 – Teste de jackknife com o índice de valores de importância de cada variável coletada no ganho de treino na performance do modelo 56

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Conjunto de variáveis avaliadas para a utilização na construção dos modelos de distribuição de espécies de <i>Drosera</i> na América do Sul	16
Tabela 2 – Conjunto de variáveis selecionadas para a construção dos modelos finais de distribuição de <i>Drosera</i> na América do Sul	20
Tabela S1 – Espécies do gênero <i>Drosera</i> que ocorrem na América do Sul	54

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AICc	Cr�terio de informa�o de Akaike corrigido
AUC	Area under the curve
BIO	Variável Bioclimática
CE	Criticamente ameaçada
cec	Capacidade de troca catiônica
CMIP5	Coupled Model Intercomparison Project Phase 5
CWE	�ndices de endemismo de peso corrigido
elev	Eleva�o
EN	Ameaçada
GBIF	Global Biodiversity Information Facility
GIS	Geographic Information System
GLM	Modelos lineares generalizados
HadGEM2-AO	Hadley Centre Global Environment Model version 2
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISRIC	International Soil Reference and Information Centre
IUCN	International Union for Conservation of Nature
m.a.	Milh�o de anos ( <i>Mega annum</i> )
MRI-CGCM3	Meteorological Research Institute Coupled Global Climate Model Version Three
nitro	Nitrogênio
NNI	Nearest-neighbor interpolation
ocs	Estoque de carbono orgânico do solo
ocd	Densidade de carbono orgânico do solo

OGC	Open Geospatial Consortium
OR	Taxa de omissão
OWS	Open World Service
pROC	Métrica de significância estatística parcial
RCP	Representative Concentration Pathway
SDMs	Species distribution models
soc	Total de carbono orgânico do solo
SVM	Máquina de vetor de suporte
VU	Vulnerável
WE	Índice de pesagem de endemismo
WWF	World Wildlife Fund

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	13
<b>2 MÉTODOS</b> .....	16
2.1 Pontos de ocorrência.....	16
2.2 Variáveis ambientais.....	17
2.3 Riqueza, Diversidade e Endemismo.....	20
2.4 Modelo de distribuição de espécies.....	20
<b>3 RESULTADOS</b> .....	21
3.1 Variáveis utilizadas no modelo final.....	21
3.2 Padrões de Riqueza, Diversidade e Endemismo.....	24
3.3 Mudanças previstas na área de adequabilidade de <i>Drosera</i> .....	28
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	33
4.1 Variáveis explicativas.....	33
4.2 Áreas Prioritárias à Conservação.....	34
4.3 Perspectivas para a distribuição futura e sobrevivência de <i>Drosera</i> na América do Sul.....	36
4.4 Panorama Integral da vulnerabilidade de <i>Drosera</i> na América do Sul.....	37
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	40
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	42
<b>ANEXOS</b> .....	54

## 1 INTRODUÇÃO

A perda de biodiversidade vem aumentando aceleradamente nas últimas décadas em todo o planeta (Butchart et al. 2010; Díaz et al. 2019), devido principalmente à degradação dos habitats naturais e às severas alterações no clima terrestre (Mantyka-Pringle et al. 2015; Foden et al. 2016; Segan et al. 2016). A agricultura e pecuária convencionais, representam as principais causas da destruição e fragmentação de habitats (Marklund & Batello 2008; Habel et al. 2019; Vilela et al. 2019). Além da expansão das fronteiras agrícolas sobre os ecossistemas naturais, a aplicação direta de fertilizantes, pesticidas e herbicidas libera anualmente toneladas de nitrogênio e fósforo no ambiente, alterando o ciclo geoquímico destes elementos que se acumulam no ar, solo e água (Fields 2004; Galloway et al. 2008; de Vries et al. 2011; Vilela et al. 2019). Simultaneamente, a queima de combustíveis fósseis e biocombustíveis impulsiona ainda mais este acúmulo (Erisman et al. 2010; Wang et al. 2015; Ackerman et al. 2019), contaminando gradativamente os ambientes naturais e conduzindo a um declínio na comunidade biótica adaptada a ambientes pouco férteis (Fraser & Stevens 2008; Botez & Postolache 2013).

Nesse cenário que vem impactando o funcionamento de ecossistemas e colocando em risco a sobrevivência e distribuição de espécies, as plantas carnívoras estão entre os organismos mais ameaçados, visto que são um grupo especialmente sensível ao incremento nutricional do solo (Jennings and Rohr 2011; Adamec & Pavlovič 2018; Cross et al. 2020). Atualmente, estima-se que aproximadamente 25% das 860 espécies de plantas carnívoras do mundo estão sob algum grau de ameaça de acordo com os critérios adotados pelo IUCN, e a carência de dados suficientes para avaliação de 96 espécies indica que o número de espécies ameaçadas pode ainda ser maior (IUCN 2012; Cross et al. 2020). Grande parte dessas espécies habitam paisagens muito antigas e pouco férteis que constituem importantes *hotspots* de diversidade. Muitas dessas paisagens estão sob intensa pressão antrópica (e.g., Fernandes 2016; Fernandes et al. 2018) e vários estudos já projetam um futuro declínio dessas espécies e populações frente às mudanças globais (e.g., Jennings & Rohr 2011; Schwallier et al. 2016; Gray et al. 2017). O Brasil é o segundo país com maior diversidade e endemismo de plantas carnívoras do mundo abrigando cerca de

150 espécies, das quais 62 são endêmicas (REFLORA 2022). Dentre as plantas carnívoras nativas do país, 28 espécies se encontram em estado Vulnerável, Ameaçada ou Criticamente ameaçada (Cross et al. 2020). *Drosera* representa o gênero de plantas carnívoras mais ameaçado com 13 espécies, além dessas outras 2 espécies se encontra sob algum grau de ameaça, totalizando 15 espécies de *Drosera* sob risco de extinção na América do Sul (Cross et al. 2020).

Análises filogenéticas apontam que as primeiras espécies de *Drosera* surgiram há aproximadamente 250 m.a. no sul da África ou Austrália, onde ocorrem as espécies consideradas mais basais do grupo (Rivadavia et al. 2003). O gênero diferenciou-se em duas linhagens principais; uma diversificou-se na Austrália, enquanto a outra linhagem colonizou a região onde atualmente é a América do Sul. Posteriormente, as espécies da América do Sul se dispersaram para o hemisfério norte e África onde se diversificaram. Sendo o gênero de plantas carnívoras com maior riqueza de espécies, *Drosera* agrupa cerca de 250 espécies distribuídas principalmente na Austrália e no Brasil (Lönnig 2016; Fleischmann et al. 2018). Estudos que abordam aspectos da distribuição, geografia, ecologia e evolução das espécies de *Drosera* do Brasil continuam escassos em detrimento à sua diversidade, dificultando assim a construção de cenários de persistência ou riscos de extinção nos ambientes extremos e nutricionalmente pobres onde ocorrem, frente às intensas mudanças no uso da terra e climáticas atuais e futuras.

No atual cenário de mudanças climáticas globais, uso constante de fertilizantes, pesticidas e herbicidas, e incêndios de grandes magnitudes, inúmeras populações e espécies de *Drosera* correm alto risco de desaparecer em um futuro próximo. A questão chave na conservação e manutenção das espécies de plantas carnívoras consiste em prever a sua resiliência e susceptibilidade frente às diversas ameaças que vem sofrendo (Clarke et al. 2018). A construção de modelos de distribuição de espécies (SDMs) pode representar uma estratégia importante para avaliar o grau de vulnerabilidade das espécies frente às futuras mudanças globais e definir áreas prioritárias à sua conservação. SDMs são modelos estatísticos que possuem a capacidade de inferir probabilisticamente a distribuição atual e futura de espécies através de algoritmos que estabelecem uma relação empírica entre os pontos de ocorrência e as variáveis ambientais preditoras inseridas para uma área de interesse,

de modo a criar uma estimativa do espaço ambiental favorável para que uma determinada espécie ocorra (Segurado & Araújo 2004).

Diante deste cenário e urgência em se ter mais indicadores de como proceder para preservar esse grupo de espécies tão icônicas, desenvolvemos SDMs considerando as 39 espécies de *Drosera* que ocorrem na América do Sul com o objetivo de 1) Avaliar a distribuição atual e prever a susceptibilidade das espécies frente as mudanças climáticas globais, identificando o grau de proteção ou vulnerabilidade dos habitats ocupados por *Drosera*; e 2) delimitar áreas prioritárias à conservação, delimitando regiões de maior diversidade e endemismo, e as áreas mais suscetíveis à perda de habitat no futuro para possibilitar estratégias futuras de manutenção de populações sob intensa ameaça. Portanto, neste trabalho buscamos responder as seguintes questões:

1) Qual a variável ou conjunto de variáveis utilizadas pode(m) representar melhor o modelo de distribuição de *Drosera*?

2) Quais são as eco-regiões ocupadas por *Drosera* mais vulneráveis às futuras mudanças globais?

3) Quais são as áreas prioritárias à conservação das espécies de *Drosera* na América do Sul?

Esperamos que o estudo possa auxiliar no planejamento e coordenação de ações de conservação de espécies brasileiras de *Drosera* e integrá-las às ações de conservação regionais e nacionais, gerando e disseminando conhecimentos que possam influenciar em políticas públicas e institucionais efetivas voltadas aos objetivos da conservação dos habitats naturais ocupados por essas espécies.

## 2 MÉTODOS

### 2.1 Pontos de ocorrência

Definimos a América do Sul como a área total de interesse, uma vez que a maior parte das espécies ocorrem no Brasil, e muitas delas próximas aos limites territoriais com os demais países sulamericanos. Selecionamos todas as 39 espécies de *Drosera* que possuem pontos de ocorrência na América do Sul e compilamos todos os registros obtidos através da base de dados virtual GBIF (gbif.org) e SpeciesLink (smlink.org.br) (Tabela S1). Os dados foram mapeados e validados através de buscas na literatura (webofknowledge.com), registros com identificação incerta, localização imprecisa e/ou cultivares, e fora dos limites do terreno foram excluídos (Zizka et al. 2020), totalizando 65002 pontos de ocorrência. Entretanto, com o objetivo de reduzir efeitos de autocorrelação, foram excluídos 43734 pontos de ocorrência que se encontravam sobrepostos e contidos no mesmo pixel (Hernandez et al. 2006; Olivares-Pinto et al. 2022). Através da função *duplicated* do pacote R (R Core TEAM 2021) foram removidos os valores duplicados e os valores contidos no mesmo pixel foram reduzidos por meio da função *poThin* da biblioteca Rspatial (OShea 2021), utilizando 1 km de arco, a fim de se otimizar o processamento. Devido a carência de dados independentes obtidos por meio de diferentes fontes de dados, nós utilizamos como amostra independente pontos de ocorrência de 5 espécies que não foram incluídas no modelo preditivo. *Drosera brevifolia*, *D. capillaris*, *D. cayennensis* e *D. intermedia* foram escolhidas por possuírem pontos de ocorrência além da área do estudo (América do Sul) e *D. schwackei* por ser considerada por alguns autores como uma variação de *D. montana*. Por fim, utilizamos ao todo 1392 pontos de ocorrência para a construção do modelo e 163 pontos de ocorrência independentes para os testes de validação (Figura 1A, B).

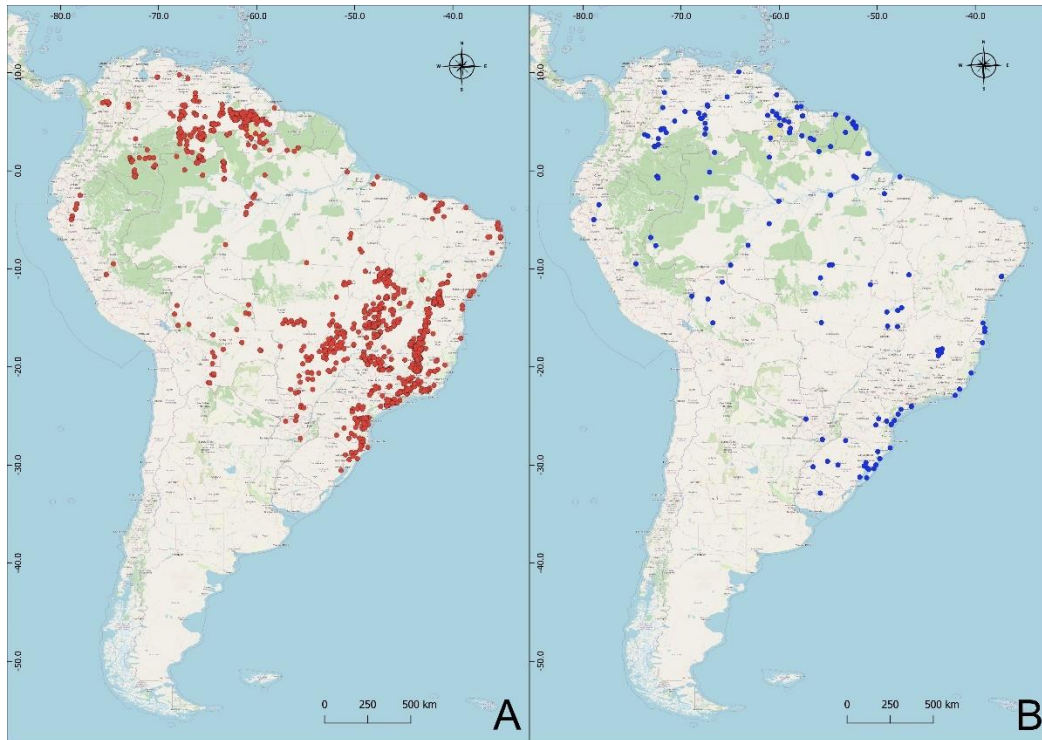


Figura 1. A) Pontos de ocorrência de *Drosera* na América do Sul utilizados como amostra preditora. B) Pontos de ocorrência de *Drosera* na América do Sul utilizados como amostra independente.

## 2.2 Variáveis ambientais

Para buscar uma melhor caracterização dos habitats ocupados por *Drosera*, utilizamos um conjunto de 31 variáveis ambientais climáticas, edáficas e topográficas (Tabela 1). Considerando que as espécies de *Drosera* habitam solos pobres em nutrientes, julgamos extremamente importante a utilização de dados espaciais referentes às propriedades físicas e químicas do solo, a fim de se obter um resultado mais preciso e gerar um modelo de distribuição mais próximo da realidade. Assim, foram utilizadas nove variáveis edáficas, cujos dados foram extraídos dos servidores de mapa ISRIC World Soil Information ([maps.isric.org](http://maps.isric.org)). Essa fonte fornece serviços de web OGC (OWS) para camadas de dados edáficos, permitindo a obtenção das variáveis através do software QGIS (v. 3.16.11) (Hengl et al. 2014). Além disso, foram utilizadas três variáveis topográficas, as quais foram obtidas através da base de dados EarthEnv ([earthenv.org](http://earthenv.org)). Consideramos que a variação topográfica é responsável em grande parte por uma série de padrões e processos hidrológicos, climatológicos,

ecológicos e geográficos (e.g., Fernandes 2016; Callisto et al. 2019), sendo fundamental para ajudar a identificar os habitats ocupados por *Drosera* e compreender aspectos de sua distribuição (Amatulli et al. 2018).

**Tabela 1.** Conjunto de variáveis bioclimáticas, topográficas e edáficas avaliadas para a utilização na construção dos modelos de distribuição de espécies de *Drosera* na América do Sul.

Variável	Base de Dados
Temperatura média anual (BIO1)	World Clim
Faixa diurna média (BIO2)	World Clim
Isotermalidade (BIO3)	World Clim
Sazonalidade da temperatura (BIO4)	World Clim
Temperatura máxima do mês mais quente (BIO5)	World Clim
Temperatura mínima do mês mais frio (BIO6)	World Clim
Faixa anual de temperatura (BIO7)	World Clim
Temperatura média do trimestre mais úmido (BIO8)	World Clim
Temperatura média do trimestre mais seco (BIO9)	World Clim
Temperatura média do trimestre mais quente (BIO10)	World Clim
Temperatura média do trimestre mais frio (BIO11)	World Clim
Precipitação anual (BIO12)	World Clim
Precipitação do mês mais úmido (BIO13)	World Clim
Precipitação do mês mais seco (BIO14)	World Clim
Sazonalidade da precipitação (BIO15)	World Clim
Precipitação do trimestre mais úmido (BIO16)	World Clim
Precipitação do trimestre mais seco (BIO17)	World Clim
Precipitação do trimestre mais quente (BIO18)	World Clim
Precipitação do trimestre mais frio (BIO19)	World Clim
Elevação (elev)	Earth Env
Declive (slope)	Earth Env
Irregularidade do terreno (rough)	Earth Env
Densidade de carbono orgânico do solo (ocd)	Soil Grids
Estoque de carbono orgânico do solo (ocs)	Soil Grids
Total de carbono orgânico do solo (soc)	Soil Grids
Conteúdo de argila (clay)	Soil Grids
Nitrogênio (nitro)	Soil Grids
ph em água (ph)	Soil Grids
Capacidade de troca catiônica (cec)	Soil Grids
Areia (sand)	Soil Grids
Silte (silt)	Soil Grids

Para obter um panorama integral da sua distribuição atual e futura frente ao cenário de mudanças climáticas utilizamos 19 variáveis bioclimáticas ambientais obtidas através da plataforma WorldClim 2.0 (worldclim.org). Entretanto, as variáveis

bioclimáticas BIO8, BIO9, BIO18, BIO19 foram descartadas por apresentar descontinuidades em valores de pixels vizinhos na região que compreende a área de estudo (Booth 2022). Foram utilizados dados climáticos atuais e projeções futuras (MRI-CGCM3 e HadGEM2-AO) do modelo global de clima CMIP5 para 2050 e 2070 considerando o cenário mais extremo de emissões de gases de efeito estufa RCP8.5 (IPCC 2014). O cenário mais pessimista foi escolhido por abranger todos os outros cenários conjecturados no quinto relatório do IPCC e por apresentar previsões futuras mais plausíveis, pois este cenário pressupõe que as emissões continuarão aumentando ao longo do século XXI (Peters et al. 2013; IPCC 2014). Todas as variáveis obtidas anteriormente foram cortadas para a América do Sul e ajustadas a uma resolução de 30 segundos de arco ( $1 \text{ km}^2$ ) através da função *prepare data for bio dinamica* do pacote BioDinamica no software Dinamica-EGO7 (<http://dinamicaego.com/>) (Oliveira et al. 2019). Para calibração do modelo, as variáveis foram recortadas para abranger todos os pontos utilizados revestindo a área de cada ponto com um *buffer* de 75 km, através da função *convex\_area* do pacote R *ellipsenm* v0.3.4.

Considerando que a correlação e colinearidade entre as variáveis pode prejudicar a performance estatística e o poder preditivo do modelo, especialmente em projeções futuras (transferibilidade), foi feita uma análise de correlação e um teste de jackknife para selecionar as variáveis a serem utilizadas no estudo (Peterson et al. 2007, Dormann et al. 2013). Através da matriz de correlação obtida (Figura S1), foram identificados os agrupamentos de variáveis altamente correlacionadas ( $r \geq 0,8$ ), e selecionadas as variáveis a serem utilizadas para construção do modelo mantendo aquelas com maiores valores de importância e capacidade explicativa demonstrado pelo teste de jackknife (Figura S2). Todas variáveis altamente correlacionadas e pouco explicativas foram descartadas. O teste de jackknife foi realizado através do software MAXENT 3.4.0 e a matriz de correlação foi obtida através da função *correlation with rasters* do pacote BioDinamica no software Dinamica-EGO7 (<http://dinamicaego.com/>) (Phillips et al. 2006; Oliveira et al. 2019).

Até o presente estudo não foram encontrados dados disponíveis das mudanças nas propriedades químicas do solo e acúmulo de nitrogênio, que possam ser utilizados na construção de projeções futuras para modelos de distribuição de espécies.

Portanto, foram elaborados dois modelos de distribuição atual distintos, além das projeções climáticas futuras. No primeiro modelo, foram utilizadas todas as variáveis selecionadas anteriormente a fim de se obter um panorama integral da distribuição de *Drosera* na América do Sul. Para as projeções futuras foram consideradas apenas as variáveis climáticas previamente selecionadas.

### 2.3 Riqueza, Diversidade e Endemismo

Considerando todas as limitações que a ferramenta de modelagem de distribuição de espécies possui para projetar mapas de adequabilidade, buscamos diferentes abordagens visando a criação de modelos que possam identificar as áreas de maior diversidade e endemismo de *Drosera*. Portanto, desenvolvemos mapas de riqueza de espécies utilizando a função *species richness model* que prediz a riqueza de espécies através de modelos lineares generalizados (GLM), máquina de vetor de suporte (SVM) e Floresta Aleatória. Além disso, geramos mapas de endemidade utilizando a função *weight endemism prediction* que, por meio do índice de pesagem de endemismo (WE), prediz a endemidade através de GLM, SVM e Floresta Aleatória. Finalmente, para obter um panorama das áreas prioritárias à conservação buscou-se identificar padrões de  $\beta$ -diversidade através da função *species composition interpolation*. Todas essas funções citadas anteriormente trabalham com interpoladores *nearest-neighbor interpolation* (NNI), Krigagem Universal e Splines, e foram utilizadas através do pacote BioDinamica no software Dinamica-EGO7 (Oliveira et al. 2019).

### 2.4 Modelo de distribuição de espécies

Considerando a boa performance e bom desempenho para trabalhar com dados apenas de presença, utilizamos a abordagem de máxima entropia para construção dos modelos de distribuição de *Drosera* para a América do Sul. Adicionalmente, esta metodologia tem sido amplamente utilizada em modelos atuais e predições futuras para distribuição de espécies carnívoras frente às mudanças globais e perda de habitat (Maycock et al. 2011; Fitzpatrick & Ellison 2018; Yudaputra, 2021). Os modelos de distribuição foram realizados através do software MaxEnt v3.4.4 (Phillips et al. 2006).

Para calibração do modelo, foram utilizadas 17 multiplicadores de regularização (0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9, 1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 6.0, 8.0 e 10.0) e 29 diferentes combinações para todas as classes de recursos (linear, quadrática, produto, limite e dobradiça), totalizando 527 modelos de calibração para cada análise (cenário atual e futuro). Para selecionar os melhores modelos e mais significativos, consideramos como critério de seleção a taxa de omissão ( $OR \leq 0,5$ ) e o critério de informação de Akaike corrigido ( $AICc \leq 2$ ). O desempenho do modelo candidato foi realizado através da métrica de significância estatística parcial ROC (pROC), com 500 iterações e taxas de omissão de 5% (Cobos et al. 2019).

Os modelos finais foram selecionados considerando a melhor combinação de parâmetros, com 5 réplicas bootstrap e saída logística. Através das funções *kuenm\_mod* e *kuenm\_feval* do pacote R *kuenm*, foram utilizados 162 dados de ocorrência independentes, e calculados pROC e taxas de omissão de 5% para avaliação independente dos modelos finais (Cobos et al. 2019). Os modelos resultantes foram projetados para toda área de interesse, a fim de se estabelecer as ecorregiões que apresentam condições ideais de adequabilidade ambiental para a sobrevivência e estabelecimento de *Drosera*. Por fim, os mapas contínuos de adequabilidade foram convertidos em modelos binários de presença-ausência para representar visualmente melhor a distribuição do gênero na América do Sul considerando valores acima de 0,5 como presença, através do software QGIS (v 3.16.11).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Variáveis utilizadas no modelo final

As variáveis que mais contribuíram para o ganho de treinamento do modelo foram Elevação (elev), Sazonalidade da Temperatura (BIO4), Temperatura Média Anual (BIO1), Declive (slope), Faixa Anual de Temperatura (BIO7), Precipitação Anual (BIO12), e Sazonalidade da Precipitação (BIO15). Após uma análise criteriosa da matriz de correlação ( $r \geq 0,8$ ) e considerando os resultados do teste de jackknife com todas as variáveis, apenas 15 variáveis foram selecionadas para a construção do

modelo final (Tabela 2). Não houve mudança significativa nos resultados do teste de jackknife após a exclusão das demais variáveis, nem nas projeções futuras utilizando somente variáveis climáticas (Figura 2A, B).

**Tabela 2.** Conjunto de variáveis bioclimáticas, topográficas e edáficas selecionadas para a construção dos modelos finais de distribuição de *Drosera* na América do Sul.

<b>Variável</b>	<b>Base de Dados</b>
Temperatura média anual (BIO1)	World Clim
Isotermalidade (BIO3)	World Clim
Sazonalidade da temperatura (BIO4)	World Clim
Faixa anual de temperatura (BIO7)	World Clim
Precipitação anual (BIO12)	World Clim
Precipitação do mês mais seco (BIO14)	World Clim
Sazonalidade da precipitação (BIO15)	World Clim
Elevação (elev)	Earth Env
Declive (slope)	Earth Env
Conteúdo de argila (clay)	Soil Grids
Nitrogênio (nitro)	Soil Grids
ph em água (ph)	Soil Grids
Capacidade de troca catiônica (cec)	Soil Grids
Areia (sand)	Soil Grids
Silte (silt)	Soil Grids

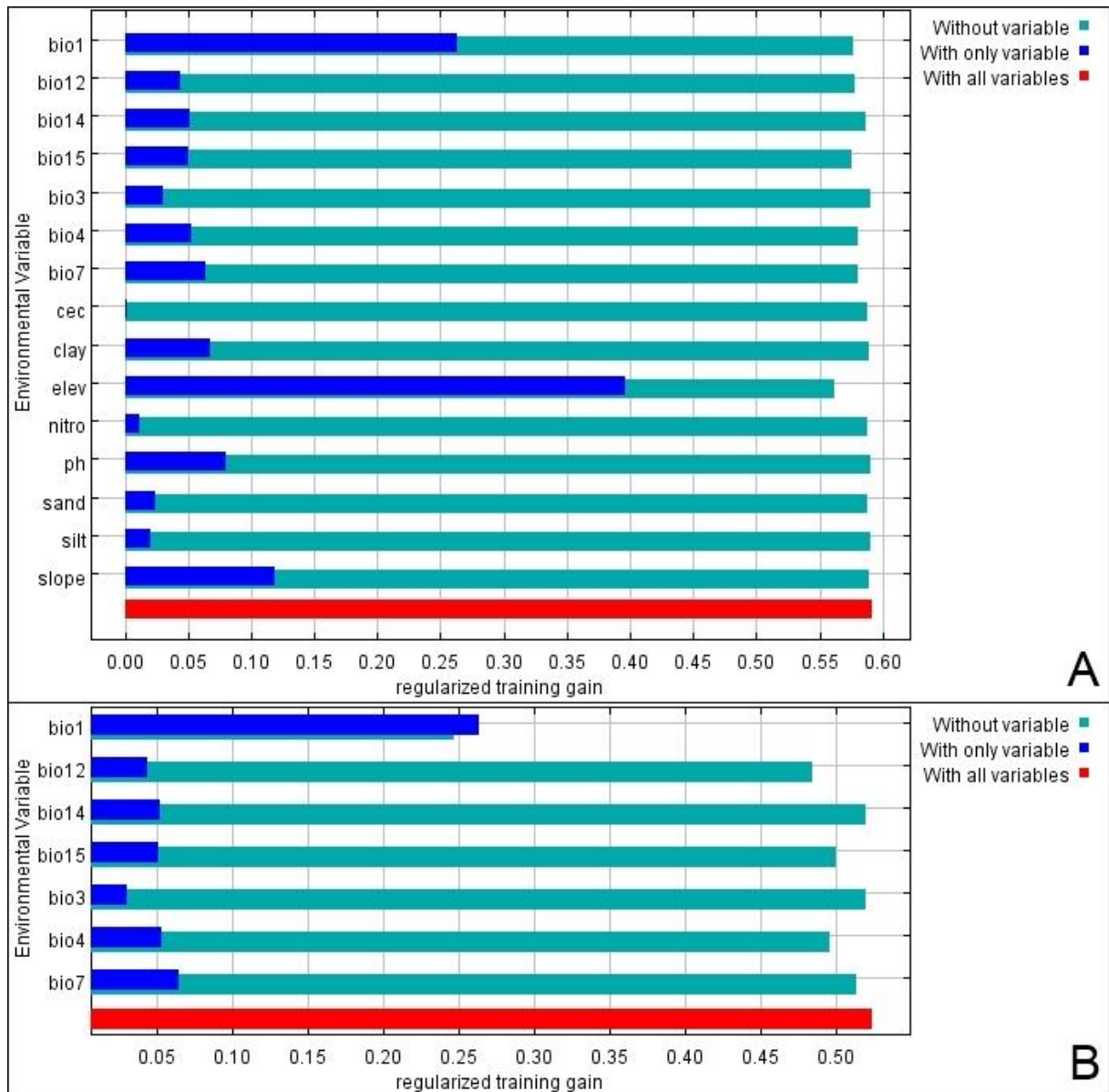


Figura 2. Teste de jackknife com o índice de valores de importância de cada variável selecionada no ganho de treino na performance do modelo, sendo elas: Temperatura média anual (bio1); Isotermalidade (bio3); Sazonalidade da temperatura (bio4); Faixa anual de temperatura (bio7); Precipitação anual (bio12); Precipitação do mês mais seco (bio14); Sazonalidade da temperatura (bio15); Elevação (elev); Declive (slope); Capacidade de troca catiônica (cec); Conteúdo de argila (clay); Nitrogênio (nitro); Ph em água (ph); Areia (sand) e Lodo (silt). A) Projeção atual com todas as variáveis. B) Projeções atuais e futuras apenas com variáveis climáticas.

### 3.2 Padrões de Riqueza, Diversidade e Endemismo

Os padrões atuais da distribuição de *Drosera* na América do Sul indicam altos índices de riqueza de espécies em duas regiões geograficamente distintas: nas florestas e savanas amazônicas (*llanos* e *tepuis*) e no cerrado e mata atlântica brasileira (*campo rupestre* e *campo de altitude*) (Figura 3). A maior riqueza de espécies ocorre no Campo Rupestre, onde pode ser encontrado até 10 espécies diferentes em uma área de 100 km<sup>2</sup>. Aliado a isto, extensas regiões do tepuis, llanos, cerrado, mata atlântica e campos de altitude podem apresentar pelo menos 2 espécies por 100 km<sup>2</sup>. As predições de Floresta Aleatória para riqueza de espécies no cenário futuro para 2050 e 2070 demonstraram alterações significativas nos padrões de riqueza de espécie no cerrado, indicando a perda potencial de pelo menos 3 espécies (Figura 4A-D). Os índices de  $\beta$ -diversidade de Bray-Curtis demonstraram que há um forte padrão de turnover entre o Campo Rupestre e Pantepui ( $R^2 = 0.997$ ), indicando uma mudança drástica na composição de espécies (verde/rosa) em relação a essas duas eco-regiões (Figura 5). Aliado a isto são duas eco-regiões que contêm uma grande quantidade de áreas de endemismo de *Drosera*, como demonstrado pelo índice de pesagem de endemismo (WE) (Figura 6).

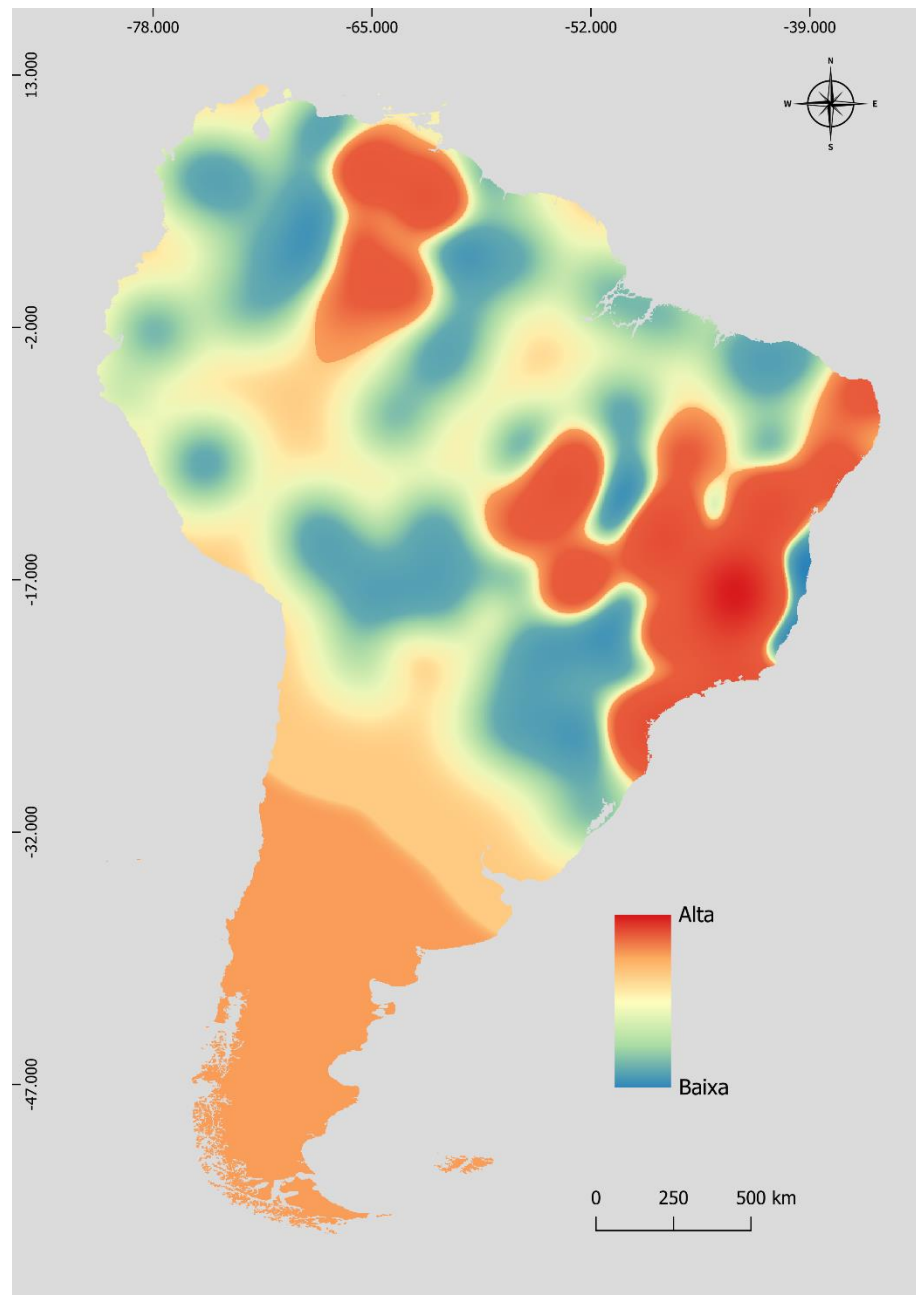


Figura 3. Mapa do padrão de riqueza de espécies de *Drosera* na América do Sul, altos índices em vermelho. Interpolador: Krigagem Universal.

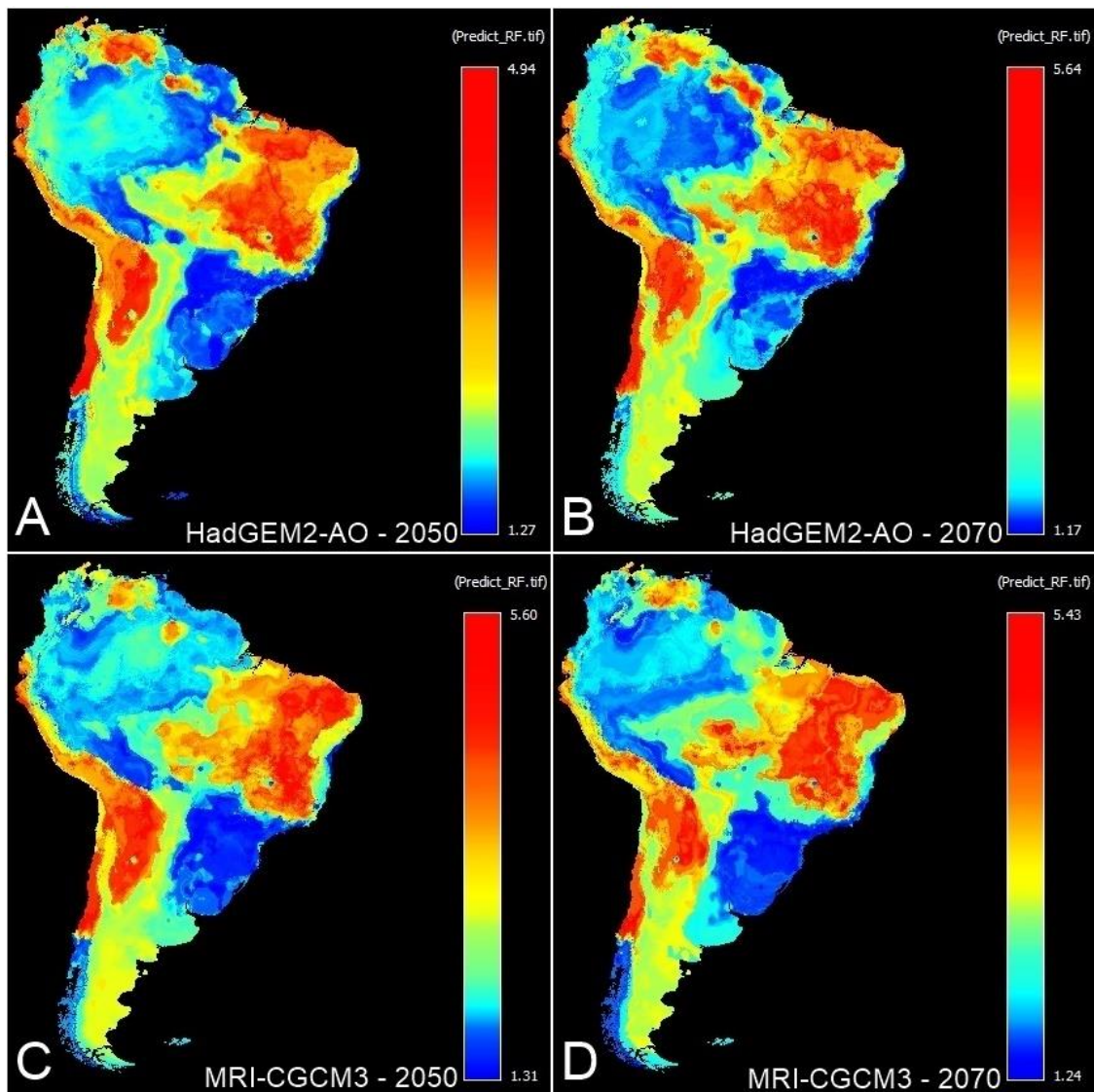


Figura 4. Mudanças previstas no padrão de riqueza de espécies para a América do Sul. Regiões que mais sofrerão alterações nos padrões de riqueza em vermelho. Método utilizado: Floresta Aleatória

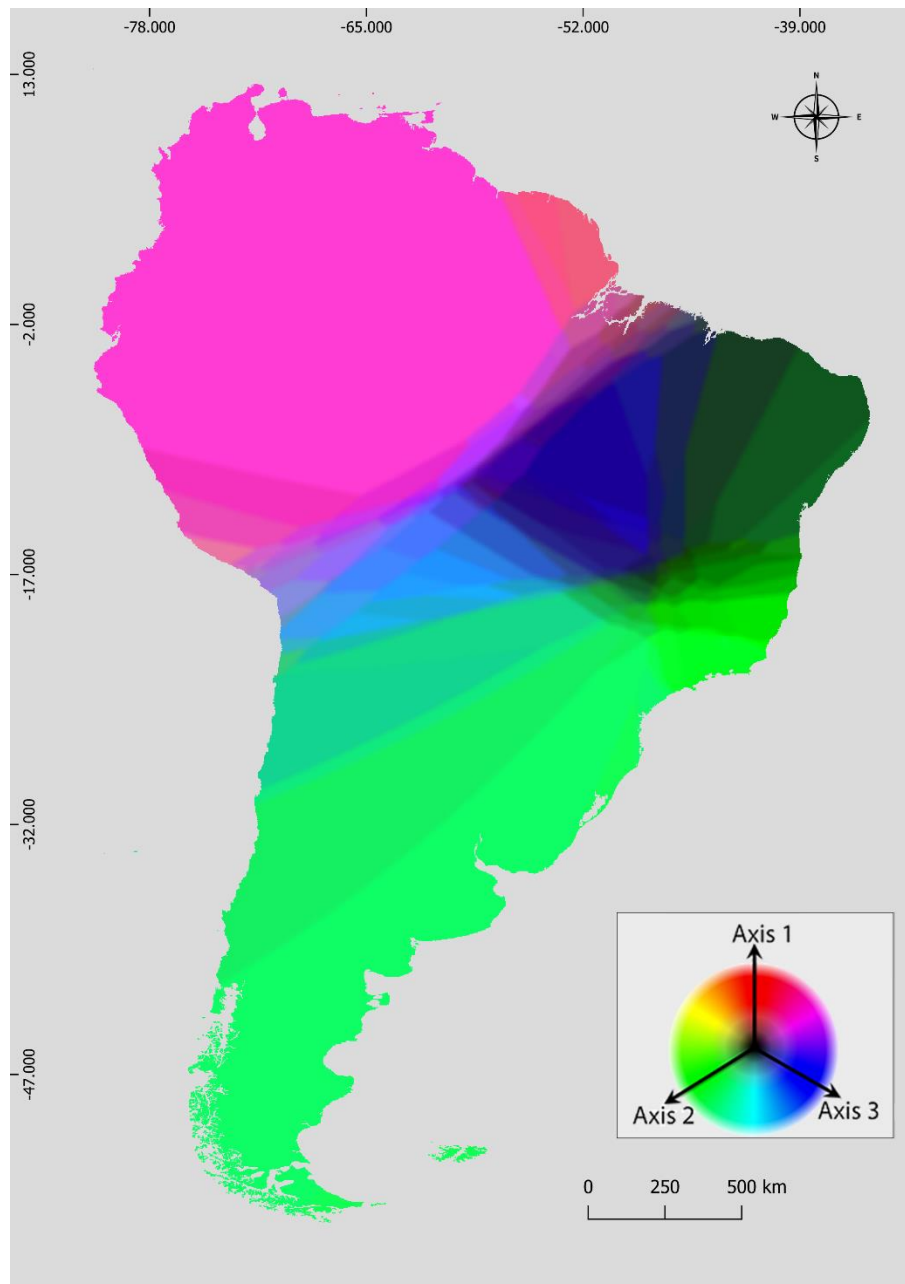


Figura 5. Padrões de  $\beta$ -diversidade (turnover) de *Drosera* na América do Sul. Diferenças na composição de espécies expressados em verde e rosa. Interpolador: NNI.

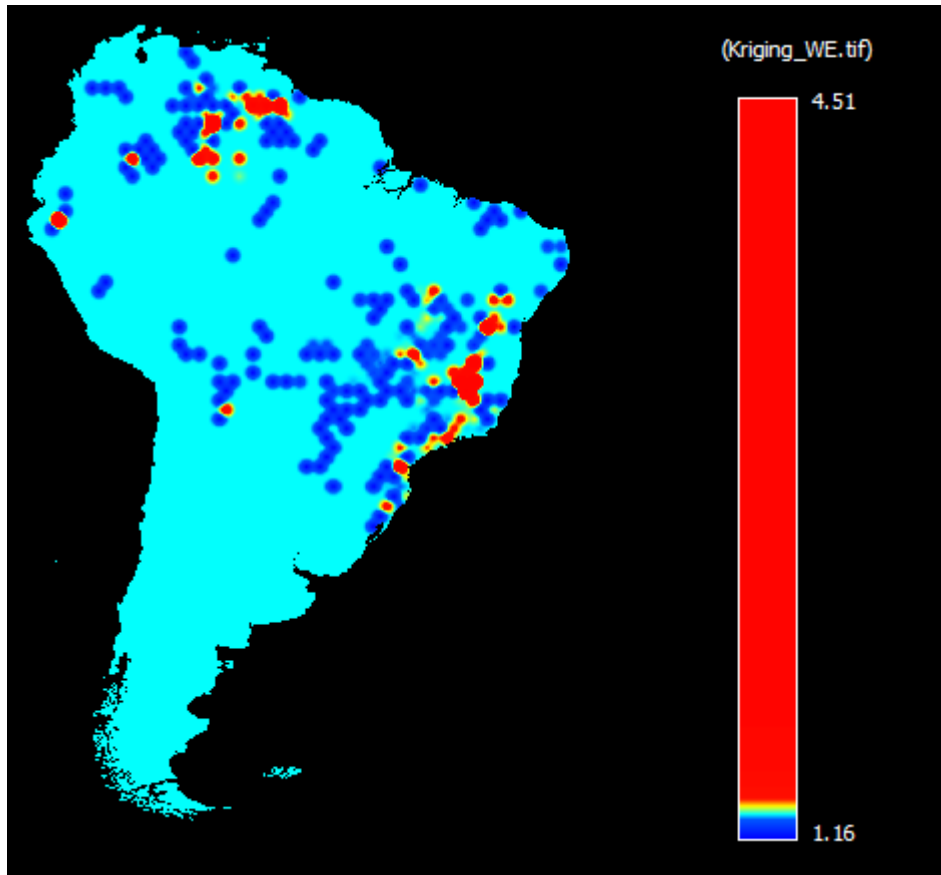


Figura 6. Áreas de endemismo de *Drosera* na América do Sul, em vermelho regiões com altos índices de endemismo de peso corrigido (CWE). Interpolador: Krigagem Universal.

### 3.3 Mudanças previstas na área de adequabilidade de *Drosera*

Foram gerados dois modelos de distribuição atual, sendo o primeiro modelo considerando todas as variáveis selecionadas (Figura 7A, B), e o segundo modelo utilizando somente as variáveis climáticas (Figura 7C, D) para realização das projeções futuras para 2050 (Figura 8A-D), e 2070 (Figura 9A-D). Os modelos apresentaram performances satisfatórias, com valores de AUC acima de 0,8. Os mapas de similaridade demonstraram que as áreas de maior adequabilidade ambiental se encontram nos ecossistemas montanhosos do espinhaço, serra da canastra, serra do caparaó e chapada dos veadeiros no Brasil (Campo Rupestre), planalto da Guiana (Pantepui) e na porção central e norte da cordilheira dos Andes (iquitos e yungas). Foram gerados mapas de adequabilidade ambiental para cada cenário, e posteriormente os mapas foram transformados em modelos binários de

presença/ausência para calcular uma estimativa da porcentagem de perda de nicho. As projeções futuras de ambos modelos climáticos (MRI-CGCM3 e HadGEM2-AO) apresentaram uma perda extrema de condições ambientais favoráveis à sobrevivência de *Drosera* na América do Sul, praticamente toda a área disponível com condições de nicho adequadas apresentadas pelos modelos atuais irá se perder em 2050 e 2070. Os mapas binários demonstraram que a perda de nicho de *Drosera* pode representar algo na ordem de 91,9% para 2050 (HadGEM2-AO) e 95,21% para 2070 (HadGEM2-AO). O modelo MRI-CGCM3 apresentou um cenário de perda ainda maior para 2050 (97,91%), em contraste este mesmo modelo apresentou uma perda menor para 2070 (87,88%). Além disso, o mapa binário da projeção atual utilizando todas as variáveis apresentou uma perda de nicho de aproximadamente 15% em comparação com a projeção atual considerando apenas as variáveis climáticas.

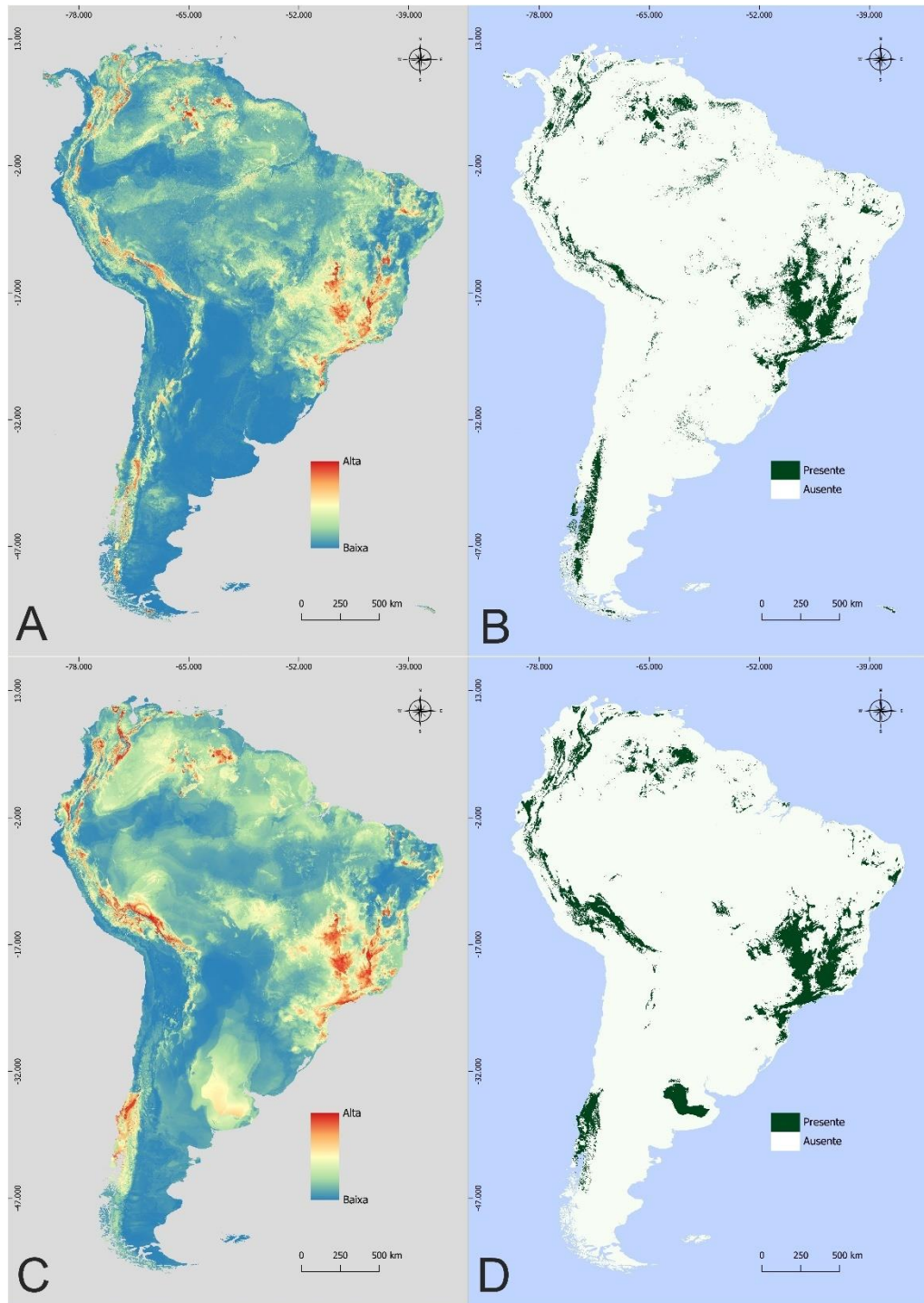


Figura 7. Predições atuais para a distribuição de *Drosera* na América do Sul, mapa de adequabilidade ambiental (A e C) e mapa binário de presença/ausência (B e D). A e B representam predições utilizando todas as variáveis (climáticas, edáficas e topográficas). C e D representam predições utilizando apenas variáveis climáticas.

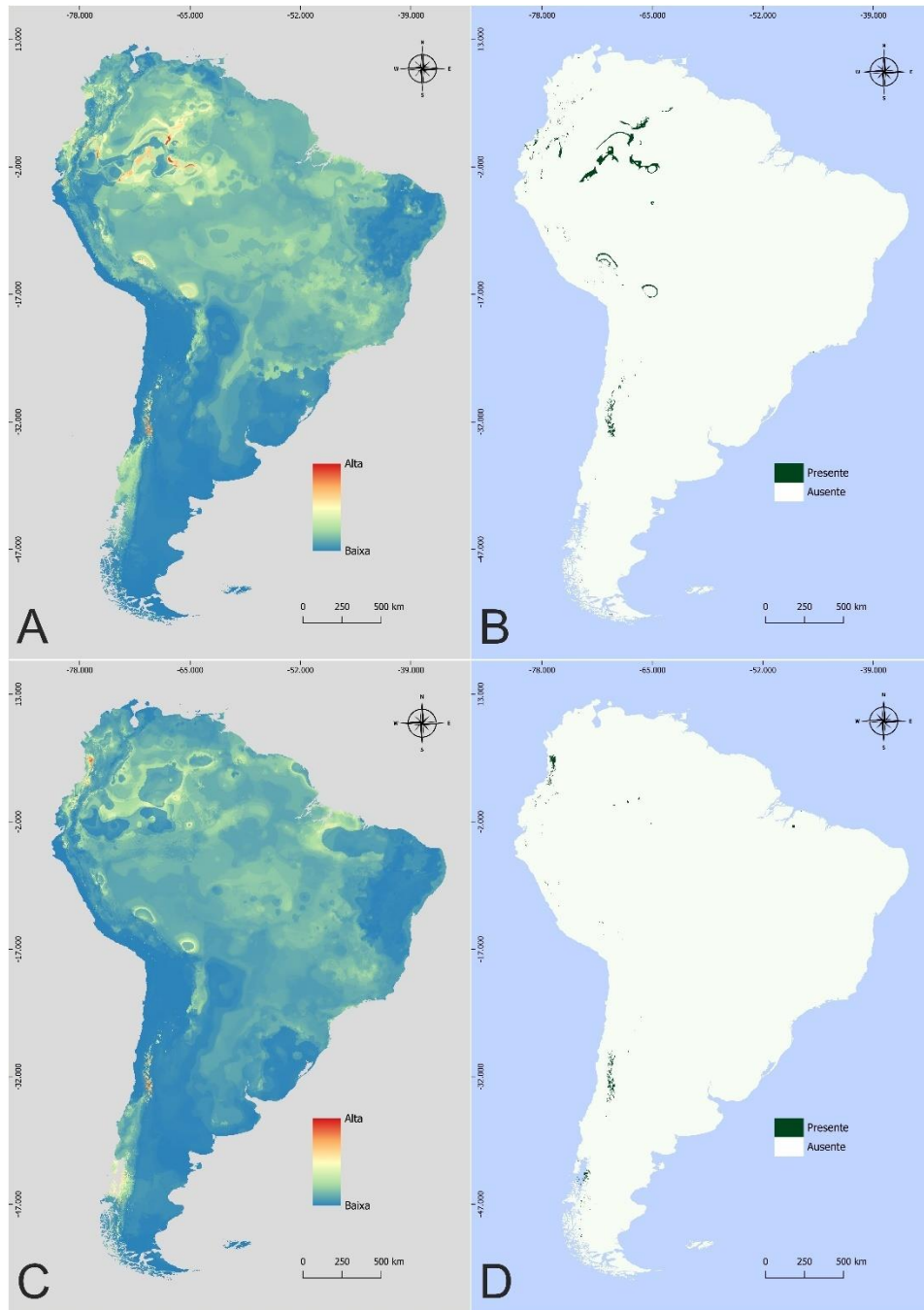


Figura 8. Predições futuras (2050) para a distribuição de *Drosera* na América do Sul, mapa de adequabilidade ambiental (A e C) e mapa binário de presença/ausência (B e D). A e B representam predições utilizando o modelo climático HadGEM2-AO. C e D representam predições utilizando o modelo climático MRI-CGCM3.

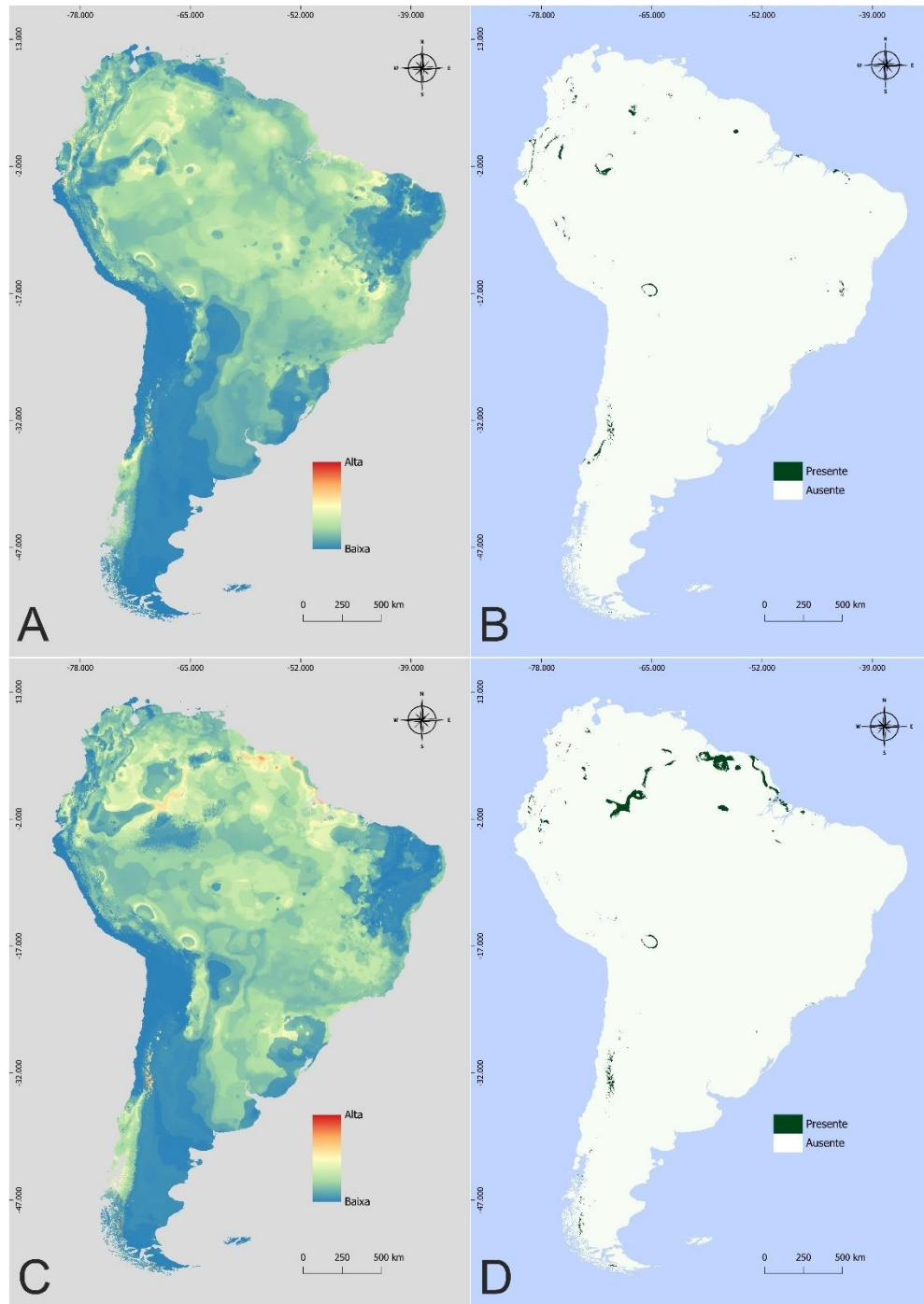


Figura 9. Predições futuras (2070) para a distribuição de *Drosera* na América do Sul, mapa de adequabilidade ambiental (A e C) e mapa binário de presença/ausência (B e D). A e B representam predições utilizando o modelo climático HadGEM2-AO. C e D representam predições utilizando o modelo climático MRI-CGCM3.

## 4 DISCUSSÃO

### 4.1 Variáveis explicativas

Diversos críticos argumentam que os SDM's apresentam uma base teórica fraca especialmente quando utilizados somente com dados climáticos ignorando outros fatores bióticos e abióticos que também podem ser determinantes na distribuição das espécies (Heikkinen et al. 2006; Wisz et al. 2012). Cada um desses fatores limita a capacidade dos modelos de prever a distribuição atual e de realizar projeções futuras para plantas carnívoras como um todo (Sbragia et al. 2014). Por outro lado, por estarem intimamente relacionadas às condições ambientais locais do solo, topografia e hidrologia, os atributos edáficos do ecossistema são cruciais, e provavelmente mais relevantes do que o clima na determinação da adequação do habitat e dos padrões de ocorrência de *Drosera* (Fitzpatrick et al. 2018).

Em geral, as espécies de *Drosera* são encontradas em savanas úmidas, mangues, brejos, pântanos, afloramentos rochosos, leito de rios, córregos e lagos (Gonella 2012). Sua ocorrência restringe-se a regiões sazonalmente alagadas que apresentam solo pobre em nutrientes (Fleischmann et al. 2018). Os principais fatores abióticos que limitam a distribuição de *Drosera* são relativamente bem compreendidos, no entanto é extremamente raro conjunto de dados ambientais que representam bem os microhabitats ocupados por *Drosera* (Fitzpatrick et al. 2018). Em nosso modelo, as variáveis relacionadas as propriedades químicas do solo como teor de nitrogênio (nitro) e acidez (ph) tiveram pouco poder explicativo em comparação com as variáveis climáticas e topográficas (Figura 2A). Isto pode indicar que o tamanho da resolução comumente empregado em modelos de distribuição de espécies (1 km<sup>2</sup>) pode não ser suficiente para caracterizar o solo dos habitats ocupados por *Drosera*, em especial o Campo Rupestre que apresenta uma fisionomia composta por um mosaico de microhabitats com diferentes características microclimáticas, edáficas e geomorfológicas entre si, de modo que um pixel de 1 km<sup>2</sup> pode abranger múltiplos habitats distintos neste ecossistema (Fernandes 2016).

Adicionalmente, as variáveis climáticas e topográficas apresentaram uma boa capacidade explicativa (Figura 2A), indicando que além do gradiente altitudinal e

declive, as condições climatológicas podem representar um bom preditor para distribuição de *Drosera* e projeções futuras com essas espécies. As espécies de *Drosera* são altamente sensíveis a mudanças drásticas na temperatura, umidade, e oscilações nos regimes de precipitação, de modo que as variáveis BIO4 (Sazonalidade da Temperatura) e BIO15 (Sazonalidade da Precipitação), possuem alto poder explicativo (Figura 2A, B) (Mendonça & Castellani 1993; Ellison & Gotelli 2001; de Stefano & Silva 2001). Curiosamente, estes parâmetros somados a aumentos na deposição de nutrientes e alterações nas propriedades químicas do solo estão entre os mais alterados no atual cenário de mudanças globais, o que torna *Drosera* particularmente vulnerável a tais alterações no futuro (Franklin et al. 2016; Crowther et al. 2019).

#### 4.2 Áreas Prioritárias à Conservação

A maior diversidade e endemismo de *Drosera* se encontra nos ecossistemas montanhosos do Campo Rupestre e Pantepuis ou *tepuis* sendo ambas áreas prioritárias para manutenção das populações e manutenção da variabilidade genética de *Drosera* na América do Sul (Figura 7A-D). Curiosamente, estes ecossistemas estão entre os mais ameaçados frente aos cenários futuros de mudanças globais, uma vez que há uma tendência de deslocamento das condições ambientais das baixas altitudes para altitudes mais elevadas com o aumento da temperatura global (Wilson et al. 2005; Fort 2015; Fernandes 2016; Fernandes et al. 2018, 2020; Hoffmann et al. 2020). Além disso, as fortes evidências que os efeitos do aquecimento global se intensificam com o aumento da elevação indicam que espécies que habitam regiões montanhosas correm sério risco de desaparecer devido à perda/fragmentação de habitat (Nogué et al. 2009; Mountain Research Initiative EDW Working Group 2015; Hoffmann et al. 2020).

O Campo Rupestre é um ecossistema extremamente importante e fundamental na manutenção da biodiversidade de *Drosera* no Brasil e na América do Sul. Das 32 espécies de *Drosera* que ocorrem no país, aproximadamente 60% ocorrem no Campo Rupestre, das quais 11 espécies são endêmicas desse ecossistema que ocupa apenas 0,78% da superfície do território nacional (Barbosa & Fernandes 2016; Silveira et al. 2016). O Campo Rupestre é um ecossistema montanhoso, de altitudes

superiores a 900m, extremamente rico em recursos minerais e conseqüentemente de grande interesse das mineradoras (Pena et al. 2017; Fernandes et al. 2020). Adicionalmente, é justamente nesta região onde encontramos os maiores conflitos relacionados a conversão da terra, focos de incêndios, pecuária extensiva em topos de morro, impactos em nascentes (Fernandes et al. 2014; 2018; 2020; Fernandes 2016); fatores estes que em sinergia com as práticas agrícolas convencionais e as severas mudanças no clima terrestre representam uma enorme ameaça aos habitats ocupados por *Drosera*, colocando essas espécies em sério risco de extinção (veja Cross et al. 2020). Aliado a isso, particularmente no Campo Rupestre, as variações nos níveis do lençol freático ocasionadas pela demanda de água nas altitudes inferiores, bem como pela grande demanda pela água para as crescentes atividades de irrigação, consumo humano ou mesmo para o transporte de minérios, e extensos eventos de incêndios (veja Neves et al. 2016), representam fatores adicionais que podem comprometer profundamente a sobrevivência das espécies de *Drosera* num futuro próximo.

O padrão de substituição (turnover) na composição de espécies entre o Campo Rupestre e Pantepuis (Figura 5) nos evidencia uma segunda eco-região extremamente importante na conservação das espécies de *Drosera* na América do Sul. No ecossistema montanhoso do Pantepui, são encontradas 12 espécies de *Drosera*, das quais metade são endêmicas. Esta região, compreende um conjunto de montanhas descontínuas sob a linha do equador que se estende em aproximadamente 6000 km<sup>2</sup> desde o planalto da Guyana ao norte do Brasil e grande parte da Venezuela (Olson et al. 2001). Embora considerado em grande parte uma região remota e inacessível, o Pantepui recebe em torno de 3000 a 4000 turistas anualmente, expedições de ecoturismo e práticas de esportes radicais na região (ex. escalada ou paraquedismo) geralmente são realizadas de forma ilegal e práticas de biopirataria como coleta e venda de espécies raras e medicinais também são comuns (da Silva et al. 2011; Rull et al. 2016). Conseqüentemente, a perturbação humana nesses locais acarreta em uma série de impactos como pisoteio da vegetação, presença de lixo, restos de comida e excrementos humanos e até contaminação de corpos d'água por bactérias fecais humanas (Fernández-Delgado et al. 2016; Rull et al. 2016) fatores estes que impactam diretamente a sobrevivência de populações de *Drosera*, que em grande parte habitam trilhas e margem de rios, córregos e lagos, e

eventualmente são pisoteadas devido ao tamanho reduzido da maioria das espécies (Gonella 2012). Apesar da maior parte das montanhas permanecerem praticamente intactas e longe da presença humana direta, a flora vascular do Pantepui é considerada severamente ameaçada pelas mudanças climáticas. As taxas de extinção esperadas para 2100 são em torno de 80% para todas as espécies de plantas vasculares nativas e 50% para as endêmicas desse ecossistema (Nogué et al. 2009; Rull & Vegas-Vilarrúbia, 2006; 2016).

#### 4.3 *Perspectivas para a distribuição futura e sobrevivência de Drosera na América do Sul*

Os efeitos das mudanças climáticas como alterações drásticas nos regimes de chuva e períodos de seca prolongados podem afetar de maneira drástica a fenologia e o ciclo reprodutivo de várias espécies de *Drosera* (Adamec & Pavlovič 2018; Millet et al. 2018). Nossos resultados mostram uma perda considerável das condições ambientais favoráveis à sobrevivência de *Drosera* para 2050 e 2070 em ambos os modelos climáticos utilizados no estudo. Em um cenário menos pessimista, restarão apenas 8,09% de área disponível em 2050 para sobrevivência de *Drosera* na América do Sul de acordo com o modelo HadGEM2-AO. Para 2070, o modelo MRI-CGCM3 demonstra que restarão 12,1% de área de nicho, sendo o melhor cenário apresentado pelas previsões realizadas em nosso estudo. Aliado a isto, a perda de habitat favorável a ocorrência de *Drosera* na projeção atual utilizando todas as variáveis, em comparação com a projeção atual utilizando somente as variáveis climáticas (Figura 7A-D), demonstra a importância de se utilizar outros tipos de variáveis além das climáticas (ex. topográfica e edáfica) na construção de modelos de nicho ecológico mais precisos e confiáveis.

Nossos resultados devem ser interpretados com cautela, uma vez que a abordagem de modelagem de nicho apresenta uma série de limitações dada a imprecisão nas estimativas de projeções futuras para as alterações climáticas (Graham et al 2008, Austin & Niel 2010, Latif 2013), bem como a quantidade e qualidade dos registros de ocorrência e das variáveis preditoras disponíveis (Syfert et al 2013, Radosavljevic & Anderson 2014, Galante et al 2018). Adicionalmente, os mapas de adequabilidade gerados nas técnicas de modelagem de distribuição de

espécies partem da premissa teórica da conservação de nicho, portanto a vulnerabilidade das espécies frente às futuras mudanças climáticas não é avaliada pela capacidade adaptativa a uma nova condição de clima, mas pela exposição e sensibilidade (Dawson et al. 2011). Em geral, projeções futuras de modelos de distribuição de espécies estimam a velocidade na qual as espécies devem migrar para ocupar regiões com condições futuras de nicho mais favoráveis, entretanto essa abordagem se torna ineficaz ao se realizar projeções futuras de espécies com baixa capacidade de dispersão. As restrições de dispersão apresentadas por espécies de *Drosera* sugerem que essas espécies podem não ser capazes de colonizar ambientes favoráveis e mudar sua área geográfica na mesma velocidade das alterações climáticas. Em geral, *Drosera* possui poucos mecanismos de dispersão de sementes a longa distância, limitando o alcance geográfico das espécies a um ambiente favorável em resposta às mudanças bruscas, ou criar um viés de análise à medida que ambientes potencialmente ótimos ainda não foram colonizados por *Drosera* devido à suas limitações de dispersão (Ellison & Parker 2002; Gonella 2012, Cross et al. 2018). Entretanto, não podemos ignorar os riscos iminentes à sobrevivência de *Drosera* na América do Sul, torna-se ainda mais necessário buscar medidas conservacionistas que possam antever as mudanças globais, avaliando quais as rotas de mudanças mais prováveis e representando-as através de abordagens baseadas em modelo de distribuição de espécies e nicho ecológico.

#### 4.4 Panorama Integral da vulnerabilidade de *Drosera* na América do Sul

O crescente aumento de áreas para agricultura e pecuária, somado à destruição de habitats naturais pela mineração e atividades extrativistas são as principais atividades responsáveis pelo declínio de diversas populações de *Drosera* a nível global (Jennings & Rohr 2011; Jennings et al. 2012; Cross et al. 2020). Aliado a isto, o impacto do acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio no ambiente resulta numa importante diminuição na taxa de crescimento (Redbo-Torstensson 1994; Millet et al. 2015), sobrevivência (Chandler & Anderson 1976; Ellison 2006) e uma grave redução na taxa de captura de presas pelas espécies de *Drosera* (Stewart & Nilsen 1992; Thorén et al. 2003; Millet et al. 2012), inclusive no Brasil (Mendonça & Castellani 1993; de Stefano & Silva 2001). Mais recentemente, com o relato ao redor do mundo do

declínio nas populações de insetos, o futuro destas espécies pode também estar criticamente em perigo (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019; Cerasoli et al. 2020).

Os impactos de uma possível extinção de espécies de *Drosera* não se estende somente à sua diversidade biológica, mas também a inúmeros processos ecológicos importantes para conservação dos ecossistemas e de serviços ecossistêmicos que estas espécies fornecem (Zamora & Gomez 1996; Jennings et al. 2010; Fleischmann et al. 2016; Clarke et al. 2018; Givnish et al. 2018,). As espécies de *Drosera* podem ser eficientes no controle populacional de muitos invertebrados, sendo o seu mecanismo de captura destacado por Charles Darwin como um dos mais eficazes dentre as plantas carnívoras (Darwin 1897). Devido ao seu hábito carnívoro, as espécies de *Drosera* obtêm a maior parte de suas demandas nutricionais a partir da captura de invertebrados (Matušíková et al. 2018); entretanto, *Drosera* apresenta estratégias eficientes para evitar a captura de um eventual polinizador, com hastes florais mais longas e diferentes odores atrativos, apenas 5% dos visitantes florais eventualmente são capturados pela armadilha (Jürgens et al. 2012; El-Sayed et al. 2016; Cross et al. 2018). Em alguns habitats, *Drosera* representa uma espécie chave na manutenção da diversidade biológica (Darnowski et al. 2018), sendo capaz de estabelecer uma relação de competição com outros invertebrados para obtenção de alimento (Zamora & Gomez 1996; Jennings et al. 2010; Fleishmann et al. 2016), tais interações já foram observadas, porém ainda são pouco compreendidas (Gonella 2012; Crowley et al. 2013).

Adicionalmente, as plantas carnívoras do gênero *Drosera* possuem uma variedade de usos culturais e um valioso potencial farmacológico (Hema et al. 2009; Krolicka et al. 2009; Braunberger et al. 2015). Ao longo da história, várias espécies de *Drosera* têm sido utilizadas por diversas culturas como alimentos, corantes de tecido e cosméticos (e.g., Clarke 2013; Yusuf et al. 2017). Além disso, metabólitos secundários encontrados em várias espécies de *Drosera*, como as naftoquinonas e flavonóides, são de grande interesse para a indústria farmacêutica por auxiliarem no tratamento de uma série de doenças (Krolicka et al. 2009; Banasiuk et al. 2012; Asirvatham 2013; Braunberger et al. 2015). Todas estas propriedades medicinais associadas ao gênero *Drosera* decorrem num importante valor comercial que essas espécies possuem (Baranyai & Joosten 2016). Embora o Brasil seja um *hotspot* de

diversidade de espécies de *Drosera*, salvo melhor juízo, não há nenhum relato histórico ou atual do seu uso popular ou medicinal no país (Alves et al. 2019), tampouco na América do Sul. Entretanto, investigações apontam que grande parte dos compostos com potencial terapêutico podem ser encontrados em quantidades consideráveis nas espécies brasileiras *D. magnifica*, *D. graomogolensis*, *D. communis*, *D. montana*, *D. brevifolia*, *D. villosa* e *D. peltata* (Didry et al. 1998; Ferreira et al. 2004; Singh & Bajwa 2017).

Pesquisas com espécies de *Drosera* na América do Sul indicam um cenário preocupante pois muitas são endêmicas e espacialmente restritas, ocupando habitats extremamente vulneráveis às ações antrópicas diretas e as mudanças globais. O atual estado de conservação das espécies evidencia que muitas estão sobre algum grau de ameaça segundo os critérios da IUCN (IUCN 2012; veja também Gonella et al. 2014; Cross et al. 2020). A maioria das espécies brasileiras de *Drosera* são endêmicas do Campo Rupestre da Cadeia do Espinhaço, um ecossistema historicamente ameaçado por diversas atividades antrópicas (Fernandes et al. 2014; 2018). A espécie ameaçada (EN) *D. graomogolensis* ocorre em uma área menor que 500 km<sup>2</sup>, em uma região ameaçada por desmatamento, atividades agropecuárias, mineração e extrativismo direto (Martinelli & Morais 2013). Adicionalmente, *D. quartzicola* possui uma área de ocorrência extremamente restrita (100km<sup>2</sup>) sendo considerada como criticamente ameaçada (CE), e as poucas populações da espécie ameaçada (EN) *D. spirocalyx* se encontram em sua maioria fora das áreas protegidas, tornando suas populações altamente vulneráveis à destruição de seu habitat (Rivadavia & Gonella 2011; Rivadavia et al. 2014). Outra espécie que merece destaque é *D. magnifica*, considerada uma das maiores plantas carnívoras do mundo essa espécie possui apenas uma população descoberta até hoje. Ocupando o cume de uma única montanha sobre intensa ameaça devido as atividades agropecuárias e plantações de eucalipto, *D. magnifica* é considerada micro endêmica do Campo Rupestre e criticamente ameaçada (CE) (Gonella et al. 2015). Além dessas, outras espécies nativas do Campo Rupestre encontram-se sob algum grau de ameaça, *D. camporupestris*, *D. riparia* e *D. spiralis* encontram-se em estado vulnerável (VU), *D. ascendens*, *D. chimaera*, *D. schwackei* e *D. villosa* são consideradas ameaçadas (EN) e *D. graminifolia* é considerada criticamente ameaçada (CE). Nos demais países da América do Sul, *D. condor* e *D. peruensis* que habitam os ecossistemas montanhosos

andinos (iquitos e yungas) são consideradas ameaçadas (EN), e *D. cendeensis* que habita os Pantepuis e Llanos é considerada como criticamente ameaçada (CE).

A criação e manutenção de áreas protegidas e unidades de conservação pode ser uma estratégia eficaz na conservação de espécies de *Drosera* a curto prazo, evitando que atividades antrópicas possam impactar diretamente a sobrevivência das populações (Bernard et al 2014, Ribeiro et al 2018). Entretanto, esta não pode ser considerada como a única solução, uma vez que a simples presença das espécies em áreas protegidas e unidades de conservação não é suficiente para garantir a sobrevivência e manutenção das populações a longo prazo frente a um cenário de mudanças globais de clima e fertilização do solo, que leva à perda de habitat e favorece em grande parte a persistência de espécies invasoras (de Marques & Peres 2015, Fulgêncio-Lima et al 2021, Olivares-Pinto et al 2022). Aliado a isto, os sucessivos cortes no orçamento para a gestão das unidades de conservação representam um problema adicional para a conservação como um todo, onde a solução geralmente é a concessão de serviços ecoturísticos nessas áreas, como já acontece nos Parques Nacionais da Tijuca, Foz do Iguaçu e Fernando de Noronha (WWF 2018, Pontes & Fernandes 2021), não obstante, a concessão total à iniciativa privada dos Parques Nacionais da Serra do Cipó, Serra da Canastra e Serra do Caparaó coloca em cheque o grau de proteção das espécies de *Drosera* que habitam particularmente essas unidades de conservação. Em contrapartida, torna-se evidente a necessidade de ações de conservação *ex situ* para espécies de *Drosera* nativas da América do Sul através da elaboração de protocolos de germinação e propagação, visando identificar os filtros ambientais determinantes no seu crescimento e estabelecimento, bem como os impactos da deposição de nutrientes na sobrevivência e performance dessas espécies.

## **5 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

As previsões futuras para a sobrevivência de *Drosera* são extremamente graves e ações efetivas voltadas a sua conservação e proteção de seu habitat são substancialmente necessárias. Muitas espécies estão condenadas à extinção a curto prazo devido à perturbação constante de seus habitats nativos, e as áreas propícias à sobrevivência e estabelecimento de *Drosera* estão sujeitas a desaparecer da natureza a longo prazo considerando as futuras mudanças globais causadas pela

liberação constantes de gases de efeito estufa e fertilizantes agrícolas. A criação de unidades de conservação e áreas protegidas tampouco são alternativas suficientes para garantir a manutenção das populações a médio/longo prazo. Entendemos que a conservação de *Drosera* na América do Sul depende de um conjunto de ações que visam a proteção integral de seus habitats além da redução imprescindível das emissões e uso de fertilizantes e pesticidas, bem como estratégias de conservação *ex situ*. Com a implementação dessas ações, torna-se possível evitar a extinção de muitas espécies e transformar este cenário catastrófico de forma a garantir a diversidade e a importante rede de interação com os demais organismos, processos ecológicos e serviços ecossistêmicos que essas espécies de *Drosera* fornecem.

## REFERENCIAS

- ACKERMAN, D.; MILLET, D. B.; CHEN, X. Global estimates of inorganic nitrogen deposition across four decades. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 33, n. 1, p. 100-107, 2019.
- ADAMEC, L.; PAVLOVIČ, A. Mineral nutrition of terrestrial carnivorous plants. In: ELLISON, A. M.; ADAMEC, L. (eds.). **Carnivorous plants: physiology, ecology, and evolution**. London: Oxford University Press, 2018. cap. 17, p. 221-231.
- ALVES, M. J. P.; SANTIAGO, J. C.; OKI, Y.; FERNANDES, G. W.; NEGREIROS, D. A outra face das plantas carnívoras. **Ciência Hoje**, v. 359, p. 1-6, 2019.
- AMATULLI, G. *et al.* A suite of global, cross-scale topographic variables for environmental and biodiversity modeling. **Scientific data**, v. 5, n. 1, p. 1-15, 2018.
- ASIRVATHAM, R.; CHRISTINA, A. J. M.; MURALI, A. In vitro antioxidant and anticancer activity studies on *Drosera indica* L. (Droseraceae). **Advanced Pharmaceutical Bulletin**, v. 3, n. 1, p. 115, 2013.
- AUSTIN, M. P.; VAN NIEL, K. P. Improving species distribution models for climate change studies: variable selection and scale. **Journal of biogeography**, v. 38, n. 1, p. 1-8, 2011.
- BANASIUK, R.; KAWIAK, A.; KRÓLICKA, A. In vitro cultures of carnivorous plants from the *Drosera* and *Dionaea* genus for the production of biologically active secondary metabolites. **Biotechnologia**, v. 93, n. 2, 2012.
- BARANYAI, B.; JOOSTEN, H. Biology, ecology, use, conservation and cultivation of round-leaved sundew (*Drosera rotundifolia* L.): a review. **Mires and Peat**, v. 18, p. 1-28, 2016.
- BERNARD, E.; PENNA, L. A.; ARAÚJO, E. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. **Conservation Biology**, v. 28, n. 4, p. 939-950, 2014.
- BOOTH, T. H. E. Checking bioclimatic variables that combine temperature and precipitation data before their use in species distribution models. **Austral Ecology**, v. 47, n. 7, p. 1506-1514, 2022.

- BOTEZ, F.; POSTOLACHE, C. Nitrogen deposition impact on terrestrial ecosystems. **Romanian Biotechnological Letters**, v. 18, n. 6, p. 8723-8742, 2013.
- BRAUNBERGER, C. *et al.* Flavonoids as chemotaxonomic markers in the genus *Drosera*. **Phytochemistry**, v. 118, p. 74-82, 2015.
- BUTCHART, S. H. *et al.* Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168, 2010.
- CALLISTO, M. *et al.* A Humboldtian Approach to Mountain Conservation and Freshwater Ecosystem Services. **Frontiers In Environmental Science**, v. 7, p. 195, 2019.
- CERASOLI, F. *et al.* The role of climate and biotic factors in shaping current distributions and potential future shifts of European *Neocrepidodera* (Coleoptera, Chrysomelidae). **Insect Conservation and Diversity**, v. 13, n. 1, p. 47-62, 2020.
- CHANDLER, G. E.; ANDERSON, J. W. Studies on the nutrition and growth of *Drosera* species with reference to the carnivorous habit. **New Phytologist**, v. 76, n. 1, p. 129-141, 1976.
- CLARKE, P. A. The aboriginal ethnobotany of the Adelaide region, South Australia. **Transactions of the Royal Society of South Australia**, v. 137, n. 1, p. 97-126, 2013.
- CLARKE, C.; CROSS, A.; RICE, B. Conservation of carnivorous plants. In: ELLISON, A. M.; ADAMEC, L. (eds.). **Carnivorous plants: physiology, ecology, and evolution**. London: Oxford University Press, 2018. cap. 27, p. 375-388.
- COBOS, M. E. *et al.* kuenm: an R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. **PeerJ**, v. 7, p. e6281, 2019.
- CROSS, A. *et al.* Reproductive biology and pollinator-prey conflicts. In: ELLISON, A. M.; ADAMEC, L. (eds.). **Carnivorous plants: physiology, ecology, and evolution**. London: Oxford University Press, 2018. cap. 22, p. 294-313.
- CROSS, A. T. *et al.* Conservation of carnivorous plants in the age of extinction. **Global Ecology and Conservation**, v. 24, p. e01272, 2020.
- CROWLEY, P. H.; HOPPER, K. R.; KRUPA, J. J. An insect-feeding guild of carnivorous plants and spiders: does optimal foraging lead to competition or facilitation?. **The American Naturalist**, v. 182, n. 6, p. 801-819, 2013.

- CROWTHER, T. W. *et al.* Sensitivity of global soil carbon stocks to combined nutrient enrichment. **Ecology Letters**, v. 22, n. 6, p. 936-945, 2019.
- DARNOWSKI, D. *et al.* Prey selection and specialization by carnivorous plants. IN: ELLISON, A. M.; ADAMEC, L. (eds.). **Carnivorous plants: physiology, ecology, and evolution**. London: Oxford University Press, 2018. cap. 21, p. 285-293.
- DARWIN, C. R. Insectivorous plants. **D. Appleton and Company**. New York, 1897.
- DAWSON, T. P. *et al.* Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. **Science**, v. 332, n. 6025, p. 53-58, 2011.
- DA SILVA, R. D. M.; DA CRUZ, J.; PY-DANIEL, V. Monte Roraima na América do Sul, Venezuela: Destino Mundial do Turismo de Natureza. **PASOS Revista de Turismo y Patrimonio Cultural**, v. 9, n. 2, p. 411-422, 2011.
- DE MARQUES, A. A. B.; PERES, C. A. Pervasive legal threats to protected areas in Brazil. **Oryx**, v. 49, n. 1, p. 25-29, 2015.
- DE STEFANO, R. D.; SILVA, T. R. S. Conservation status of the carnivorous genus *Drosera* in South America and the Caribbean. **Harvard Papers in Botany**, v. 6, p. 253-260, 2001.
- DE VRIES, W. *et al.* Quantifying impacts of nitrogen use in European agriculture on global warming potential. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 3, n. 5, p. 291-302, 2011.
- DÍAZ, S. *et al.* The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2019.
- DIDRY, N. *et al.* Antimicrobial activity of aerial parts of *Drosera peltata* Smith on oral bacteria. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 60, n. 1, p. 91-96, 1998.
- DORMANN, C. F. *et al.* Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27-46, 2013.
- ELLISON, A. M.; GOTELLI, N. J. Evolutionary ecology of carnivorous plants. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 11, p. 623-629, 2001.

- ELLISON, A. M.; PARKER, N. J. Seed dispersal and seeding establishment of *Sarracenia purpurea* (Sarraceniaceae). **American Journal of Botany**, v. 89, n. 6, p. 1024-1026, 2002.
- ELLISON, A. M. Nutrient limitation and stoichiometry of carnivorous plants. **Plant Biology**, p. 740-747, 2006.
- EL-SAYED, A. M.; BYERS, J. A.; SUCKLING, D. M. Pollinator-prey conflicts in carnivorous plants: When flower and trap properties mean life or death. **Scientific Reports**, v. 87, n. 3, p. 602-615, 2012.
- ERISMAN, J. W. *et al.* Nitrogen and biofuels; an overview of the current state of knowledge. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 86, p. 211-223, 2010.
- FERNANDES G. W. *et al.* Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. **Natureza & Conservação**, v. 2, n. 12, p. 162-165, 2014.
- FERNANDES, G. W. The shady future of the rupestrian grassland: major threats to conservation and challenges in the Anthropocene. In: FERNANDES, G. W. (ed). **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Switzerland: Springer, 2016. cap. 23, p. 545-561.
- FERNANDES, G. W. *et al.* Biodiversity and ecosystem services in the Campo Rupestre: A road map for the sustainability of the hottest Brazilian biodiversity hotspot. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 4, p. 213-222, 2020.
- FERNANDES, G. W. *et al.* The deadly route to collapse and the uncertain fate of Brazilian rupestrian grasslands. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, p. 2587-2603, 2018.
- FERNÁNDEZ-DELGADO, M. *et al.* Evidence of *Helicobacter spp.* in freshwaters from Roraima Tepui, Guayana Shield, South America. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 109, p. 529-542, 2016.
- FERREIRA, D. T. *et al.* Antimicrobial activity and chemical investigation of Brazilian *Drosera*. **Memorias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 99, p. 753-755, 2004.
- FIELDS, S. Global nitrogen: cycling out of control. **Environmental Health Perspectives**, v. 112, p. 557-563.

FITZPATRICK, M. C.; ELLISON, A. M.; ADAMEC, L. Estimating the exposure of carnivorous plants to rapid climatic change. In: ELLISON, A. M.; ADAMEC, L. (eds.). **Carnivorous plants: physiology, ecology, and evolution**. London: Oxford University Press, 2018. cap. 28, p. 389-407.

FLEISCHMANN, A. *et al.* Where is my food? Brazilian flower fly steals prey from carnivorous sundews in a newly discovered plant-animal interaction. **Plos One**, v. 11, n. 5, p. e0153900, 2016.

FLEISCHMANN, A. *et al.* Systematics and evolution of Droseraceae. In: ELLISON, A. M.; ADAMEC, L. (eds.). **Carnivorous plants: physiology, ecology, and evolution**. London: Oxford University Press, 2018. cap. 4, p. 45-57.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acesso em: 17 jun. 2022.

FODEN, W. B.; PACIFICI, M.; HOLE, D. Setting the scene. In: FODEN, W. B.; YOUNG, N. E. (eds.). **IUCN SSC guidelines for assessing species' vulnerability to climate change**. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission. UK: Gland, Switzerland and Cambridge, 2016. n. 59, p. 5-12.

FORT, M. Impact of climate change on mountain environment dynamics. An introduction. **Journal of Alpine Research| Revue de géographie alpine**, n. 103-2, 2015.

FRANKLIN, J. *et al.* Global change and terrestrial plant community dynamics. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 14, p. 3725-3734, 2016.

FRASER, I.; STEVENS, C. Nitrogen deposition and loss of biological diversity: Agricultural land retirement as a policy response. **Land Use Policy**, v. 25, n. 4, p. 455-463, 2008.

FULGÊNCIO-LIMA, L. G. *et al.* Invasive plants in Brazil: climate change effects and detection of suitable areas within conservation units. **Biological Invasions**, v. 23, p. 1577-1594, 2021.

GALANTE, P. J. *et al.* The challenge of modeling niches and distributions for data-poor species: a comprehensive approach to model complexity. **Ecography**, v. 41, n. 5, p. 726-736, 2018.

- GALLOWAY, J. N. *et al.* Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. **Science**, v. 320, n. 5878, p. 889-892, 2008.
- GIVNISH, T. J. *et al.* Why are plants carnivorous? Cost/benefit analysis, whole-plant growth, and the context-specific advantages of botanical carnivory. In: ELLISON, A. M.; ADAMEC, L. (eds.). **Carnivorous plants: physiology, ecology, and evolution**. London: Oxford University Press, 2018. cap. 18, p. 232–255.
- GONELLA, P. M. **Systematics of *Drosera* sect. *Drosera* sp. (Droseraceae)**. 2012. 222p. Tese (Doutorado em Botânica), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2012.
- GONELLA, P. M.; RIVADAVIA, F.; FLEISCHMANN, A. *Drosera magnifica* (Droseraceae): the largest New World sundew, discovered on Facebook. **Phytotaxa**, v. 220, n. 3, p. 257-267, 2015.
- GONELLA, P. M. *et al.* Exhuming Saint-Hilaire: revision of the *Drosera villosa* complex (Droseraceae) supports 200-year-old neglected species concepts. **Phytotaxa**, v. 156, n. 1, p. 1–40-1–40, 2014.
- GONELLA, P. M. *et al.* A revision of *Drosera* (Droseraceae) from the central and northern Andes, including a new species from the Cordillera del Cóndor (Peru and Ecuador). **Plant Systematics and Evolution**, v. 302, p. 1419-1432, 2016.
- GRAHAM, C. H. *et al.* The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 1, p. 239-247, 2008.
- GRAY, A. The ecology of plant extinction: rates, traits and island comparisons. **Oryx**, v. 53, n. 3, p. 424-428, 2019.
- HABEL, J. C. *et al.* Final countdown for biodiversity hotspots. **Conservation Letters**, v. 12, n. 6, p. e12668, 2019.
- HEIKKINEN, R.K. *et al.* Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. **Progress in Physical Geography**, v. 30, n. 6, p. 751-777, 2006
- HEMA, B. *et al.* Anticonvulsant effect of *Drosera burmannii* Vahl. **International Journal of Applied Research in Natural Products**, v. 2, n. 3, p. 1-4, 2009.
- HENGL, T. *et al.* SoilGrids1km-global soil information based on automated mapping. **PloS one**, v. 9, n. 8, p. e105992, 2014.

HERNANDEZ, P. A. *et al.* The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography**, v. 29, n. 5, p. 773-785, 2006.

IUCN. **IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1**. UK: Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, 2012. v. 2, p. 38.

IPCC, 2014. Summary for policymakers. In and L.L.W. Field, C.B. *et al.* (eds.). **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York: Cambridge University Press, 2014. p. 1-32.

JENNINGS, D. E.; ROHR, J. R. A review of the conservation threats to carnivorous plants. **Biological Conservation**, v. 144, n. 5, p. 1356-1363, 2011.

JENNINGS, D. E.; CONGELOSI, A. M.; ROHR, J. R. Insecticides reduce survival and the expression of traits associated with carnivory of carnivorous plants. **Ecotoxicology**, v. 21, p. 569-575, 2012.

JENNINGS, D. E. *et al.* Evidence for competition between carnivorous plants and spiders. Proceedings of the Royal Society B: **Biological Sciences**, v. 277, n. 1696, p. 3001-3008, 2010.

JÜRGENS, A. *et al.* Pollinator-prey conflict in carnivorous plants. **Biological Reviews**, v. 87, n. 3, p. 602-615, 2012.

KROLICKA, A. *et al.* Antibacterial and antioxidant activity of the secondary metabolites from in vitro cultures of the Alice sundew (*Drosera aliciae*). **Biotechnology and Applied Biochemistry**, v. 53, n. 3, p. 175-184, 2009.

LATIF, M. Uncertainty in climate change projections. In: JAEGER, C. C. *et al.* (eds.). **Reframing the problem of climate change**. New York: Earthscan, Abingdon, Oxon Routledge, 2013. p. 17-34.

LÖNNIG, W.; BECKER, H. A. Carnivorous Plants. **Nature Encyclopedia of Life Sciences**, p. 1-7, 2004

MANTYKA-PRINGLE, C. S. *et al.* Climate change modifies risk of global biodiversity loss due to land-cover change. **Biological Conservation**, v. 187, p. 103-111, 2015.

MARKLUND, L. G.; BATELLO, C. FAO datasets on land use, land use change, agriculture and forestry and their applicability for national greenhouse gas reporting: a background paper for the IPCC expert meeting on guidance on greenhouse gas inventories of land uses such as agriculture and forestry. Helsinki, Finland, 2008. 16p.

MARTINELLI, G.; MORAIS M. A. Livro Vermelho da Flora do Brasil. **Centro Nacional de Conservação de Flora**, 2013. 1100p.

MATUŠÍKOVÁ, I., PAVLOVIČ, A.; RENNER, T. Biochemistry of prey digestion and nutrient absorption. In: ELLISON, A. M.; ADAMEC, L. (eds.). **Carnivorous plants: physiology, ecology, and evolution**. London: Oxford University Press, 2018. cap. 16, p. 207-220.

MAYCOCK, C. R. *et al.* The potential impacts of climate change on the distribution of *Nepenthes* and dipterocarps of the Trus Madi Forest Reserve. In: SULAIMAN, R.; MOHAMMAD, A.; CHEY, V. K. (eds.). **Conservation of biodiversity in Trus Madi Forest Reserve. Sabah Forestry Department**, 2011. p. 95-104.

MENDONÇA, E.; CASTELLANI, T. Aspectos da ecologia populacional de *Drosera brevifolia* Pursh em um trecho de baixada úmida de dunas, Florianópolis, SC. **Biotemas**, v. 6, p. 31-47, 1993.

MILLETT, J. *et al.* Reliance on prey-derived nitrogen by the carnivorous plant *Drosera rotundifolia* decreases with increasing nitrogen deposition. **New Phytologist**, v. 195, n. 1, p. 182-188, 2012.

MILLETT, J.; FOOT, G. W.; SVENSSON, B. M. Nitrogen deposition and prey nitrogen uptake control the nutrition of the carnivorous plant *Drosera rotundifolia*. **Science of the Total Environment**, v. 512, p. 631-636, 2015.

MILLETT, J. *et al.* Geographic variation in sundew (*Drosera*) leaf colour: plant–plant interactions counteract expected effects of abiotic factors. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 3, p. 582-592, 2018.

Mountain Research Initiative EDW Working Group. Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 5, p. 424-430, 2015.

NEVES, A. C. O. *et al.* The human dimension in the Espinhaço Mountains: land conversion and ecosystem services. In: FERNANDES, G. W. (ed). **Ecology and**

**conservation of mountaintop grasslands in Brazil.** Switzerland: Springer, 2016. cap. 21, p. 501-530.

NOGUÉ, S.; RULL, V.; VEGAS-VILARRÚBIA, T. Modeling biodiversity loss by global warming on Pantepui, northern South America: projected upward migration and potential habitat loss. **Climatic change**, v. 94, n. 1, p. 77-85, 2009.

OLIVARES-PINTO, U.; BARBOSA N. P. U.; FERNANDES, G. W. Global invasibility potential of the shrub *Baccharis drancunculifolia*. **Brazilian Journal of Botany**, v. 45, n. 3, p. 1081-1097, 2022.

OLIVEIRA, U. *et al.* BioDinamica: a toolkit for analyses of biodiversity and biogeography on the Dinamica-EGO modelling platform. **PeerJ**, v. 7, p. e7213, 2019.

OLSON, D. M. *et al.* Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. **BioScience**, v. 51, n. 11, p. 933-938, 2001.

OSHEA, P. Rspatial: spatial thinning and more (0.3.0). **GitHub**, 2021. Disponível em: <https://github.com/oshea-patrick/RSpatial>. Acessado em 22 jun. 2022.

PENA, J. C. C. *et al.* Impacts of mining activities on the potential geographic distribution of eastern Brazil mountaintop endemic species. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 172-178, 2017.

PETERS, G. P. *et al.* The challenge to keep global warming below 2 °C. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 1, p. 4-6, 2013.

PETERSON, A. T. Why not WhyWhere: the need for more complex models of simpler environmental spaces. **Ecological Modelling**, v. 203, n. 3-4, p. 527-530, 2007.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological modelling**, v. 190, n. 3-4, p. 231-259, 2006.

PONTES, E. J.; FERNANDES, G. W. Viabilidade do turismo de base comunitária no Parque Nacional da Serra do Cipó/MG. É possível? **GEOgraphia**, v. 23, n. 50, 2021.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. 2022. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

- RADOSAVLJEVIC, A.; ANDERSON, R. P. Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. **Journal of biogeography**, v. 41, n. 4, p. 629-643, 2014.
- REDBO-TORTENSSON, P. The demographic consequences of nitrogen fertilization of a population of sundew, *Drosera rotundifolia*. **Acta Botanica Neerlandica**, v. 43, n. 2, p. 175-188, 1994.
- RIBEIRO, B. R. *et al.* The effectiveness of protected areas and indigenous lands in representing threatened plant species in Brazil. **Rodriguésia**, v. 69, p. 1539-1546, 2018.
- RIVADAVIA, F. *et al.* Phylogeny of the sundews, *Drosera* (Droseraceae), based on chloroplast *rbcl* and nuclear 18S ribosomal DNA sequences. **American Journal of Botany**, v. 90, n. 1, p. 123-130, 2003.
- RIVADAVIA, F.; GONELLA, P. M. *Drosera quartzicola* (Droseraceae), a new and threatened species from the Serra do Cipó, Brazil. **Phytotaxa**, v. 29, n. 1, p. 33-40, 2011.
- RIVADAVIA, F. *et al.* Elucidating the controversial *Drosera montana* complex (Droseraceae): a taxonomic revision. **Phytotaxa**, v. 172, n. 3, p. 141-175, 2014.
- RULL, V.; VEGAS-VILARRÚBIA, T. Unexpected biodiversity loss under global warming in the neotropical Guayana Highlands: a preliminary appraisal. **Global Change Biology**, v. 12, n. 1, p. 1-9, 2006.
- RULL, V.; VEGAS-VILARRÚBIA, T.; SAFONT, E. The Lost World's pristinity at risk. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 10, p. 995-999, 2016.
- SÁNCHEZ-BAYO, F.; WYCKHUYS, K. A. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. **Biological Conservation**, v. 232, p. 8-27, 2019.
- SARIDAKIS, D. P.; TOREZAN, J. M. D.; ANDRADE, G. Microhabitat preferences of six *Drosera* (Droseraceae) from Tibagi river basin, Paraná state, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, p. 495-501, 2004.
- SBRAGIA, P. *et al.* Rare species habitat suitability assessment and reliability evaluation of an expert-based model: a case study of the insectivorous plant *Pinguicula crystallina* Sibth. et Smith subsp. *hirtiflora* (Ten.) Strid (Lentibulariaceae). **Plant Biosystems**, v. 150, n. 4, p. 730-740, 2016.

- SCHWALLIER, R. *et al.* Phylogenetic analysis of niche divergence reveals distinct evolutionary histories and climate change implications for tropical carnivorous pitcher plants. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 1, p. 97-110, 2016.
- SEGAN, D. B.; MURRAY, K. A.; WATSON, J. E. A global assessment of current and future biodiversity vulnerability to habitat loss–climate change interactions. **Global Ecology and Conservation**, v. 5, p. 12-21, 2016.
- SEGURADO, P.; ARAÚJO, M. B. An evaluation of methods for modelling species distributions. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 10, p. 1555-1568, 2004.
- SERRA-DIAZ, J. M. *et al.* Bioclimatic velocity: the pace of species exposure to climate change. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 2, p. 169-180, 2014.
- SILVA, T. R. S. Flora de Grão-Mogol, Minas Gerais: Droseraceae. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 21, n. 1, p. 247-249, 2003.
- SILVA, T. R. S.; GIULIETTI, A. M. Levantamento das Droseraceae do Brasil. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 16, p. 75-105, 1997.
- SILVEIRA, F. A. O. *et al.* Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and Soil**, v. 403, p. 129-152, 2016.
- SINGH, P. A.; BAJWA, N. Future perspectives of *Drosera magnifica*: the first ever plant discovered on the social media. **Journal of Drug Delivery and Therapeutics**, v. 7, n. 4, p. 12-19, 2017.
- STEWART JR, C. N.; NILSEN, E. T. *Drosera rotundifolia* growth and nutrition in a natural population with special reference to the significance of insectivory. **Canadian Journal of Botany**, v. 70, n. 7, p. 1409-1416, 1992.
- SYFERT, M. M.; SMITH, M. J.; COOMES, D. A. The effects of sampling bias and model complexity on the predictive performance of MaxEnt species distribution models. **PloS one**, v. 8, n. 2, p. e55158, 2013.
- THORÉN, L. M. *et al.* Resource availability affects investment in carnivory in *Drosera rotundifolia*. **New Phytologist**, v. 159, n. 2, p. 507-511, 2003.
- VILELA, E. F.; CALLEGARO, G. M.; FERNANDES, G. W. Biomas e agricultura: oportunidades e desafios. Rio de Janeiro: **Vertebrate Edições**, 2019. 304p.

WANG, R. *et al.* Significant contribution of combustion-related emissions to the atmospheric phosphorus budget. **Nature Geoscience**, v. 8, n. 1, p. 48-54, 2015.

WILSON, R. J. *et al.* Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. **Ecology letters**, v. 8, n. 11, p. 1138-1146, 2005.

WISZ, M.S. *et al.* The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling. **Biological Reviews**, v. 88, n. 1, p. 15-30, 2013.

World Wide Fund for Nature - WWF. Financiamento público em meio ambiente. Um balanço da década e perspectivas. Brasília, 2018. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?63822/uniao-estados-municipios-orcamento-meio-ambiente>. Acesso em 12 set. 2022.

YUDAPUTRA, A. Predicting habitat suitability of critically endangered *Nepenthes sumatrana*. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, IOP Publishing, 2021. p. 012020.

YUSUF, M.; SHABBIR, M.; MOHAMMAD, F. Natural colorants: Historical, processing and sustainable prospects. **Natural Products and Bioprospecting**, v. 7, p. 123-145, 2017.

ZAMORA, R.; GOMEZ, J. M. Carnivorous plant-slug interaction: a trip from herbivory to kleptoparasitism. **Journal of Animal Ecology**, v. 65, p. 154-160, 1996.

ZIZKA, A. *et al.* No one-size-fits-all solution to clean GBIF. **PeerJ**, v. 8, p. e9916, 2020.

## ANEXOS

Tabela S1. Espécies do gênero *Drosera* que ocorrem na América do Sul. Pontos de ocorrências coletados do GBIF e SpeciesLink.

<b>Espécie</b>	<b>GBIF</b>	<b>SpeciesLink</b>
<i>D. amazonica</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.k4z5qa">https://doi.org/10.15468/dl.k4z5qa</a>	20221004143019-0026681
<i>D. arenicola</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.8nx5e5">https://doi.org/10.15468/dl.8nx5e5</a>	20221004143104-0027678
<i>D. ascendens</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.n4pxay">https://doi.org/10.15468/dl.n4pxay</a>	20221004143135-0028757
<i>D. biflora</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.dujtzt">https://doi.org/10.15468/dl.dujtzt</a>	20221004143159-0029222
<i>D. brevifolia</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.euprak">https://doi.org/10.15468/dl.euprak</a>	20221004143221-0030451
<i>D. camporupestris</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.pwww9c">https://doi.org/10.15468/dl.pwww9c</a>	20221004143242-0031412
<i>D. capillaris</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.57dys5">https://doi.org/10.15468/dl.57dys5</a>	20221004143307-0031981
<i>D. cayennensis</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.wc6ffn">https://doi.org/10.15468/dl.wc6ffn</a>	20221004143335-0000627
<i>D. cendeensis</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.u9dzss">https://doi.org/10.15468/dl.u9dzss</a>	20221004143358-0001113
<i>D. chimaera</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.6h54hk">https://doi.org/10.15468/dl.6h54hk</a>	20221004143421-0002480
<i>D. chrysolepis</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.8vhzz8">https://doi.org/10.15468/dl.8vhzz8</a>	20221004143439-0002948
<i>D. communis</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.ts4dqc">https://doi.org/10.15468/dl.ts4dqc</a>	20221004143458-0003190
<i>D. condor</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.8bwvhh">https://doi.org/10.15468/dl.8bwvhh</a>	20221004143521-0004207
<i>D. esmeraldae</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.ru69wb">https://doi.org/10.15468/dl.ru69wb</a>	20221004143540-0005186
<i>D. felix</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.pxqap7">https://doi.org/10.15468/dl.pxqap7</a>	20221004143602-0005702
<i>D. graminifolia</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.3qzwb8">https://doi.org/10.15468/dl.3qzwb8</a>	20221004143637-0007468
<i>D. grantsau</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.zgwy6k">https://doi.org/10.15468/dl.zgwy6k</a>	20221004143711-0008118
<i>D. graomogolensis</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.v9mdew">https://doi.org/10.15468/dl.v9mdew</a>	20221004143737-0009899
<i>D. hirtella</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.5v39q5">https://doi.org/10.15468/dl.5v39q5</a>	20221004143800-0010423
<i>D. hirticalyx</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.39yndn">https://doi.org/10.15468/dl.39yndn</a>	20221004143846-0012401
<i>D. intermedia</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.6v39rc">https://doi.org/10.15468/dl.6v39rc</a>	20221004143908-0013106
<i>D. kaieurensis</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.9v6wn4">https://doi.org/10.15468/dl.9v6wn4</a>	20221004143937-0013610
<i>D. latifolia</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.3zan35">https://doi.org/10.15468/dl.3zan35</a>	20221004143959-0013973
<i>D. magnifica</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.d48vy7">https://doi.org/10.15468/dl.d48vy7</a>	20221004144023-0015284
<i>D. meristocaulis</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.6eqxpm">https://doi.org/10.15468/dl.6eqxpm</a>	20221004144046-0016070
<i>D. montana</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.tkg76e">https://doi.org/10.15468/dl.tkg76e</a>	20221004144117-0016996
<i>D. peruensis</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.9g63v7">https://doi.org/10.15468/dl.9g63v7</a>	20221004144137-0017936
<i>D. quartzicola</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.zsn7e7">https://doi.org/10.15468/dl.zsn7e7</a>	20221004144230-0019744
<i>D. riparia</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.q3f9t3">https://doi.org/10.15468/dl.q3f9t3</a>	20221004144319-0021020
<i>D. roraimae</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.pane7z">https://doi.org/10.15468/dl.pane7z</a>	20221004144336-0021276
<i>D. schwackei</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.pvcs6q">https://doi.org/10.15468/dl.pvcs6q</a>	20221004144354-0021519
<i>D. sessilifolia</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.puwjvx">https://doi.org/10.15468/dl.puwjvx</a>	20221004144412-0022714
<i>D. spiralis</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.pcbg8v">https://doi.org/10.15468/dl.pcbg8v</a>	20221004144432-0023735
<i>D. spirocalyx</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.tt3u6u">https://doi.org/10.15468/dl.tt3u6u</a>	20221004144454-0024367
<i>D. tentaculata</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.8z4j9c">https://doi.org/10.15468/dl.8z4j9c</a>	20221004144521-0025674
<i>D. tomentosa</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.kcz9ph">https://doi.org/10.15468/dl.kcz9ph</a>	20221004144537-0026647
<i>D. villosa</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.539sv3">https://doi.org/10.15468/dl.539sv3</a>	20221004144552-0026870
<i>D. viridis</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.8vb6d8">https://doi.org/10.15468/dl.8vb6d8</a>	20221004144610-0027618
<i>D. yutajensis</i>	<a href="https://doi.org/10.15468/dl.yqqaq8">https://doi.org/10.15468/dl.yqqaq8</a>	20221004144630-0031259

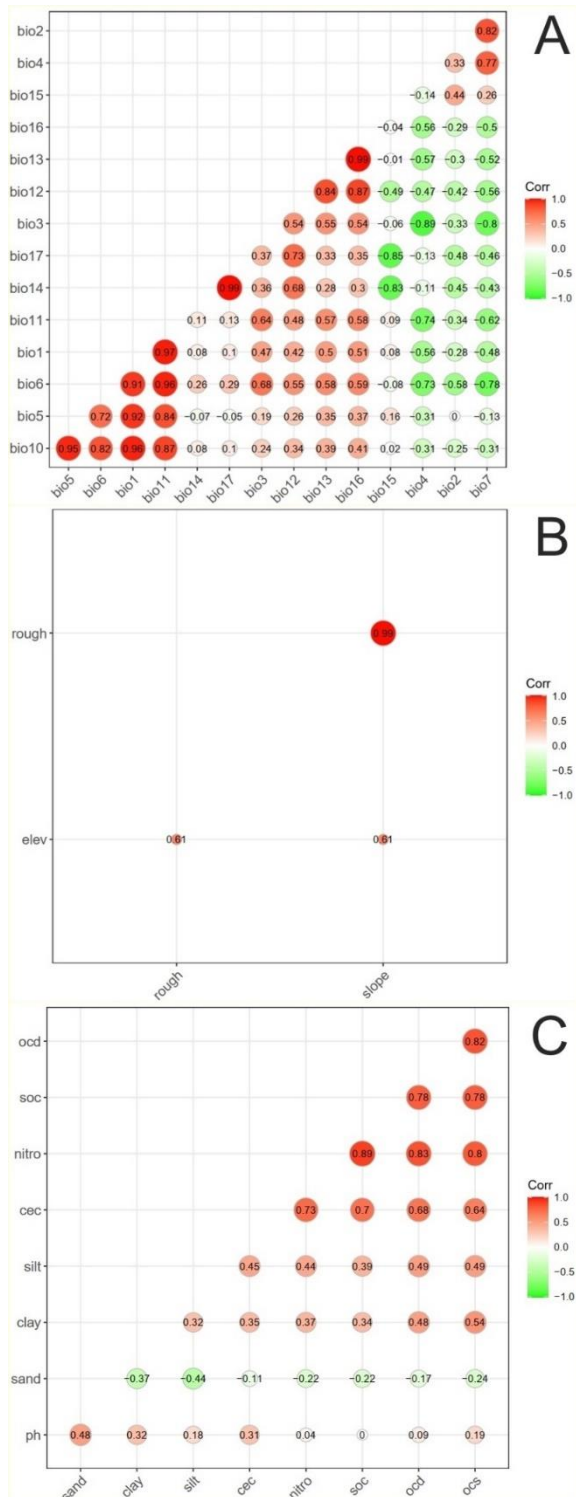


Figura S1. Matriz de correlação de todas as variáveis coletadas para a área de estudo. A) Matriz de correlação entre as variáveis climáticas; B) Matriz de correlação entre as variáveis topográficas e C) Matriz de correlação entre as variáveis edáficas.

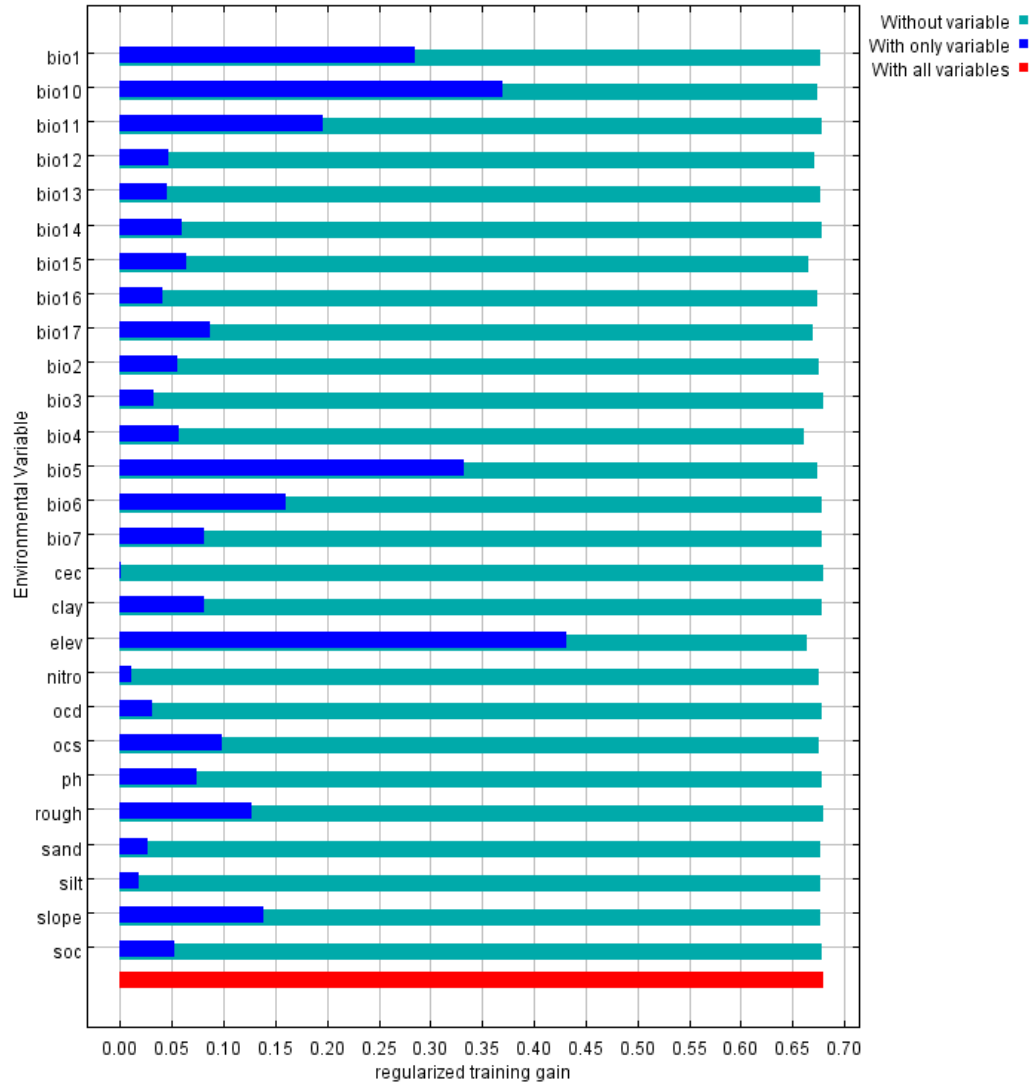


Figura S2. Teste de jackknife com o índice de valores de importância de cada variável coletada no ganho de treino na performance do modelo.