

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM**  
**FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS E**  
**AMBIENTAIS**

**INGRID LANA LIMA DE MORAIS**

**PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO NATURAL E CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES**  
**FLORESTAIS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

**MANAUS - AM**

**2023**

**INGRID LANA LIMA DE MORAIS**

**PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO NATURAL E CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES  
FLORESTAIS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais na Universidade Federal do Amazonas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais e Ambientais.

Orientador: Prof(a). Dr<sup>a</sup> Maria Teresa Gomes Lopes

Coorientadora: Dr<sup>a</sup> Alexandra Amaro de Lima

**MANAUS - AM**

**2023**

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

---

M827p      Morais, Ingrid Lana Lima de  
              Predição da distribuição natural e conservação de espécies florestais na  
              Amazônia brasileira / Ingrid Lana Lima de Morais. - 2023.  
              96 f. : il., color. ; 31 cm.

              Orientador(a): Maria Teresa Gomes Lopes.  
              Coorientador(a): Alexandra Amaro de Lima .  
              Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas, Programa  
              de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais, Manaus, 2023.

              1. Mudanças Climáticas. 2. Modelagem de nicho ecológico. 3. Cenários  
              climáticos.. 4. Distribuição potencial de espécies. 5. Conservação. I. Lopes,  
              Maria Teresa Gomes. II. Lima, Alexandra Amaro de. III. Universidade  
              Federal do Amazonas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais  
              e Ambientais. IV. Título

---

*À minha família e aos meus amigos pela  
compreensão nas horas de ausência.*

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha sincera gratidão a todos que contribuíram para minha jornada acadêmica e profissional.

Agradeço aos meus pais pelo zelo e dedicação incansáveis que sempre empregaram a mim, apoiando-me em todas as etapas de minha formação. Da mesma forma, sou grata ao meu irmão, que mesmo estando distante, sempre esteve presente, oferecendo seu apoio e incentivo.

Ao meu companheiro de vida e amigo, sou imensamente grata pelo apoio moral e psicológico durante esta jornada, especialmente nos momentos em que enfrentei dificuldades na leitura de materiais em inglês e em crises de ansiedade. Sua presença e encorajamento foram fundamentais para a minha perseverança.

À minha amiga e irmã, que esteve ao meu lado ao longo de todo o percurso, oferecendo ajuda e apoio. Agradeço por fornecer auxílio valioso nos primeiros passos do tão temido "R", tornando mais leve o caminho em busca dos meus objetivos.

Expresso minha sincera gratidão aos membros do Laboratório de Melhoria Vegetal da Universidade Federal do Amazonas, que me ofereceram assistência e compartilharam conhecimentos enriquecedores. Gostaria de destacar, em particular, minha profunda gratidão a Ivinne Lobato, cuja ajuda e companheirismo foram essenciais nesta jornada.

Agradeço também à minha co-orientadora, Alexandra Amaro, que me proporcionou orientação e auxílio valiosos em diversas etapas deste percurso acadêmico. Minha orientadora, Maria Teresa Lopes, merece um reconhecimento especial, pois sua constante presença, apoio e orientação foram cruciais para o meu progresso.

Não posso deixar de mencionar meus sinceros agradecimentos ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais e aos seus distintos professores, cuja dedicação e compromisso foram essenciais para o desenvolvimento desta pesquisa e para minha formação profissional e pessoal. Agradeço igualmente à Fundação de Amparo e Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) pelo valioso apoio e incentivo, que tornaram possível a realização e consolidação deste trabalho.

A todos vocês, meu profundo reconhecimento. Suas contribuições foram fundamentais para meu desenvolvimento e conquistas ao longo desta jornada. Sou grata por ter contado com o apoio e dedicação de cada um de vocês.

*“Educação não transforma o mundo.  
Educação muda as pessoas.  
Pessoas mudam o mundo”.*  
*Paulo Freire*

## RESUMO

Estudos usando Modelos de Nicho Ecológico (ENMs) destacam a vulnerabilidade das espécies florestais às mudanças climáticas e sua importância na conservação. Este trabalho analisou a distribuição de cinco espécies florestais da Amazônia alvo do desmatamento ilegal, *Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll. Arg., *Cariniana micranta* Ducke, *Clarisia racemosa* Ruiz & Pav., *Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth e *Vouchysia guianensis* Aubl., prevendo impactos das mudanças climáticas e identificando áreas para sua conservação na Amazônia. Para isso, foram utilizadas Análises de Componentes Principais (PCAs) com intuito de diminuir a colinearidade das variáveis bioclimáticas e edáficas analisadas. Inicialmente foram testados treze algoritmos, os resultados mostraram que não existe um algoritmo ideal para todas as espécies, mas a partir da média dos resultados, um modelo consenso foi proposto utilizando os algoritmos que apresentaram o melhor desempenho para o conjunto de dados analisados. A partir do modelo consenso o estudo apontou que sob o cenário mais pessimista das previsões considerando que continuaríamos com altas emissões de Gases do Efeito Estufa pelo uso de combustíveis fósseis, o SSP5-8.5, as perdas de áreas com potencial de ocorrência para as espécies estudadas foram mais significativas. Além das perdas causadas pelas mudanças climáticas, também é prevista a perda de áreas adequadas devido ao desmatamento. Portanto, são recomendadas políticas de conservação e redução do desmatamento em áreas de ocorrência das espécies amazônicas, alvo do desmatamento ilegal, para evitar a redução da variabilidade genética e em número de indivíduos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Mudanças Climáticas; modelagem de nicho ecológico; cenários climáticos.

## ABSTRACT

Studies using Ecological Niche Models (ENMs) emphasize the vulnerability of forest species to climate change and their significance in conservation. This study analyzed the distribution of five forest species from the Amazon that are targeted of illegal deforestation, *Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll. Arg., *Cariniana micranta* Ducke, *Clarisia racemosa* Ruiz & Pav., *Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth e *Vouchysia guianensis* Aubl., predicting the impacts of climate change and identifying areas for their conservation within the Amazon biome. For this, Principal Component Analyses (PCAs) were used with the aim of reducing the collinearity of the analyzed bioclimatic and edaphic variables. Initially, thirteen algorithms were tested, the results showed that there is no ideal algorithm for all species, but based on the average results, a consensus model was proposed using the algorithms that exhibited the best performance for the analyzed dataset. From the consensus model, the study indicated that under the most pessimistic scenario of predictions, considering that we would continue with high emissions of Greenhouse Gases due to the use of fossil fuels, SSP5-8.5, the losses of areas with potential occurrence for the studied species were more significant. In addition to losses caused by climate change, the loss of suitable areas due to deforestation is also anticipated. Therefore, conservation and deforestation reduction policies are recommended in areas of occurrence for Amazonian species targeted by illegal deforestation, in order to prevent the reduction of genetic variability and the number of individuals.

**KEYWORDS:** Climate change; ecological niche modeling; climate scenarios.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Conceitos de nicho ecológico. Fonte: Adaptado de Silva (2020)..... 30
- Figura 2.** Diagrama de Venn estático dos fatores i, ii e iii que determinam as áreas que uma espécie é encontrada. .... 32
- Figura 3.** Distribuição dos pontos de ocorrência das espécies *Aspidosperma desmathum*, *Cariniana micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianenses* ... 52
- Figura 4.** Avaliação dos treze algoritmos disponibilizados no pacote ENMTML, *Bioclim* (BIO), Mahalanobis (MAH), Domain (DOM), *Generalized Linear Mode* (GLM), *Generalized Additive Models* (GAM), *Support Vector Machine* (SVM), *Boosted Regression Trees* (BRT), *Random Forest* (RDF), *Bayesian Gaussian Process* (GAU), *Maximum Likelihood* (MLK), *Maximum Entropy simple* (MXS), *Ecological Niche Factor Analysis* (ENF) e *Maximum Entropy default* (MXD), de acordo com as métricas *Under the Curve* (AUC), *True Skill Statistics* (TSS) e índice de Sorensen e espécies, *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micranta*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis*..... 53
- Figura 5.** Avaliação dos treze algoritmos disponibilizados no pacote ENMTML (*Bioclim* - BIO, *Mahalanobis* - MAH, *Domain* - DOM, *Generalized Linear Model* - GLM, *Generalized Additive Models* - GAM, *Support Vector Machine* - SVM, *Boosted Regression Trees* - BRT, *Random Forest* - RDF, *Bayesian Gaussian Process* - GAU, *Maximum Likelihood* - MLK, *Maximum Entropy simple* - MXS, *Ecological Niche Factor Analysis* - ENF e *Maximum Entropy default* - MXD), de acordo com a média das métricas *Area Under the Curve* (AUC), *Sorensen* e *True Skill Statistics* (TSS), para as espécies, *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micranta*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis*..... 57
- Figura 6.** Distribuição geográfica e estimativa de densidade de Kernel (KDE) das espécies *Aspidosperma desmanthum desmanthum*, *Carinianda micranta*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis* na América do Sul, sem redução espacial e com redução espacial de 5km ..... 72
- Figura 7.** Gráfico de variância dos quatorze Componentes Principais (PC) que melhor representaram a variação dos dados bioclimáticos e edáficos em conjunto..... 74
- Figura 8.** Adequabilidade ambiental para o cenário base (1970 – 2000)..... 75
- Figura 9.** Adequabilidade ambiental das espécies *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micranta*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis* para

dois períodos distintos e os Caminhos Compartilhados de Desenvolvimento Socioeconômico SSP2-4.5 e SSP5-8.5. Fonte: Autores (2023)..... 77

**Figura 10.** Mapa de desmatamento acumulado considerando as áreas projetadas para ocorrência das espécies *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia*, e *Vouchysia guianenses* no período base (1970-2000)..... 82

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Algoritmos utilizados pelo pacote ENMTML para modelar nichos ecológicos.....	49
<b>Tabela 2.</b> Resultado das métricas <i>Area Under the Curve</i> (AUC), <i>True Skill Statistics</i> (TSS) e índice de Sorensen geradas a partir da utilização do modelo consenso utilizando os algoritmos <i>Random Forest</i> (RDF), <i>Boosted Regression Trees</i> (BRT), <i>Support Vector Machine</i> (SVM), <i>Bayesian Gaussian Process</i> (GAU), e <i>Maximum Entropy default</i> (MXD), construído a partir da análise dos treze algoritmos disponibilizados no pacote ENMTML, para as espécies, <i>Aspidosperma desmanthum</i> , <i>Cariniana micranta</i> , <i>Clarisia racemosa</i> , <i>Couratari oblongifolia</i> e <i>Vouchysia guianensis</i> .....	57
<b>Tabela 3.</b> Variáveis bioclimáticas selecionadas para uso na modelagem da predição de ocorrência das espécies, <i>Aspidosperma desmanthum</i> , <i>Cariniana micranta</i> , <i>Clarisia racemosa</i> , <i>Couratari oblongifolia</i> e <i>Vouchysia guianensis</i> e sua correspondente variável.....	68
<b>Tabela 4.</b> Variáveis edáficas utilizadas como preditoras em ENMs para as espécies <i>Aspidosperma desmanthum</i> , <i>Cariniana micranta</i> , <i>Clarisia racemosa</i> , <i>Couratari oblongifolia</i> e <i>Vouchysia guianensis</i> .....	69
<b>Tabela 5.</b> Quantidade de pontos de ocorrência georreferenciados após a checagem para as espécies madeireiras <i>Aspidosperma desmanthum</i> , <i>Cariniana micranta</i> , <i>Clarisia racemosa</i> , <i>Couratari oblongifolia</i> e <i>Vouchysia guianensis</i> e a quantidade de pontos de ocorrência após a redução espacial das áreas de ocorrência para 5km por meio do pacote <i>SpThin</i> .....	71
<b>Tabela 6.</b> Resultado das métricas <i>Area Under the Curve</i> (AUC), <i>True Skill Statistics</i> (TSS) e índice de Sorensen geradas a partir da utilização do modelo consenso utilizando os algoritmos <i>Random Forest</i> (RDF), <i>Boosted Regression Trees</i> (BRT), <i>Support Vector Machine</i> (SVM), <i>Bayesian Gaussian Process</i> (GAU) e <i>Maximum Entropy default</i> (MXD), construído a partir da análise de algoritmos disponibilizados no pacote ENMTML, para as espécies, <i>Aspidosperma desmanthum</i> , <i>Cariniana micranta</i> , <i>Clarisia racemosa</i> , <i>Couratari oblongifolia</i> e <i>Vouchysia guianensis</i> .....	83
<b>Tabela 7.</b> Área com adequação ambiental para a ocorrência das espécies florestais madeireiras <i>Aspidosperma desmanthum</i> , <i>Cariniana micranta</i> , <i>Clarisia racemosa</i> , <i>Couratari oblongifolia</i> e <i>Vouchysia guianensis</i> de acordo com dois cenários climáticos (SSP2-4.5 e SSP5-8.5) para dois períodos de 2021-2040 e 2041-2060 em km <sup>2</sup> e a redução dessas áreas em relação ao período base em %.....	76

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

GEE	Gases do Efeito Estufa
DOF	Documento de Origem Florestal
ENMTML	<i>Ecological Niche Modelling at The Metal and EcologyLab</i>
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
TSM	Temperatura da Superfície do Mar
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
PNA	Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas
FN	Nicho Fundamental
SDM	Modelos de Distribuição de Espécies
ENMs	Modelos de Nicho Ecológicos
WordClim	<i>Global Climate Data</i>
HWSD	<i>Harmonized World Soil Database</i>
PCA	Análise de Componentes Principais
GLM	Modelos Lineares Generalizados
GAM	Modelos Aditivos Generalizados
AUC	<i>Area Under the Curve</i>
TSS	<i>True Skill Statistics</i>
ROC	<i>Receiver Operating Characteristic</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>17</b>
2.1	OBJETIVO GERAL .....	17
2.2	OBJETIVO ESPECÍFICOS .....	17
<b>3</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>18</b>
3.1	PEQUIÁ-MARFIM ( <i>Aspidorderma desmathum</i> Benth. ex Müll. Arg.).....	18
3.1.1	Classificação botânica e características da espécie.....	18
3.1.2	Ocorrência e distribuição da espécie.....	18
3.1.3	Uso e importância .....	19
3.2	CASTANHA DE MACACO ( <i>Cariniana micrantha</i> Ducke).....	20
3.2.1	Classificação botânica e características da espécie.....	20
3.2.2	Área de distribuição natural .....	20
3.2.3	Uso e importância econômica.....	21
3.3	GUARIÚBA ( <i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.).....	22
3.3.1	Classificação botânica e características da espécie.....	22
3.3.2	Área de distribuição natural .....	22
3.3.3	Uso e importância econômica.....	23
3.4	TAUARI ( <i>Couratari oblongifolia</i> Ducke & Knuth) .....	23
3.4.1	Classificação botânica e características da espécie.....	23
3.4.2	Área de distribuição natural .....	24
3.4.3	Uso e importância econômica.....	24
3.5	GUARUBA ROSA ( <i>Vouchysia guianensis</i> Aubl.) .....	25
3.5.1	Classificação botânica e características da espécie.....	25
3.5.2	Área de distribuição natural .....	25
3.5.3	Uso e importância econômica.....	26
3.6	A REDUÇÃO DE ÁREAS DA AMAZÔNIA E MUDANÇAS CLIMÁTICAS .....	26
3.7	CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES .....	28
3.7.1	Modelos de distribuição de espécies.....	32
	REFERÊNCIAS .....	34
<b>4</b>	<b>ANÁLISE DOS ALGORITMOS PARA CONSTRUÇÃO DE UM MODELO CONJUNTO PARA MODELAGEM DE ESPÉCIES AMAZÔNICAS .....</b>	<b>44</b>

4.1	INTRODUÇÃO.....	45
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	47
4.2.1	Área de estudo.....	47
4.2.2	Registros de ocorrência das espécies vegetais e pré-processamento.....	47
4.2.3	Variáveis ambientais.....	48
4.2.4	Análise dos algoritmos para construção do modelo conjunto.....	49
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	51
4.3.1	Ocorrência natural das espécies.....	51
4.3.2	Comparação de algoritmos de Modelagem do Nicho Ecológico.....	52
4.4	CONCLUSÃO.....	58
	REFERÊNCIAS.....	59
<b>5</b>	<b>MODELAGEM DA DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.....</b>	<b>64</b>
5.1	INTRODUÇÃO.....	65
5.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	67
5.2.1	Área de estudo.....	67
5.2.2	Variáveis ambientais.....	67
5.2.3	Construção e análise do modelo preditivo.....	69
5.2.4	Análise das perdas das áreas com adequabilidade ambiental por desmatamento.....	71
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	71
5.3.1	Análise da distribuição de ocorrência das espécies.....	71
5.3.2	Análise variáveis ambientais.....	73
5.3.3	Áreas de adequação ambiental para o período referência e cenários futuros.....	74
5.3.4	Áreas de adequação ambiental para os cenários futuros.....	75
5.3.5	Desmatamento acumulado em áreas potenciais de ocorrência das espécies.....	81
5.3.6	Avaliação do modelo.....	83
5.4	CONCLUSÃO.....	83
	REFERÊNCIAS.....	85
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>91</b>
	ANEXOS.....	92

## 1 INTRODUÇÃO

A floresta amazônica é a maior floresta tropical do planeta em uma área em torno de 6,7 milhões de km<sup>2</sup>, além disso, abriga mais de 60% da biodiversidade das florestas tropicais (Magnusson *et al.*, 2016; Silva, Pereira; Rocha, 2016). Essas florestas exercem importantes serviços ambientais, entre eles, a emissão de vapor d'água e a remoção do dióxido de carbono da atmosfera (Chaves *et al.*, 2005; Gloor *et al.*, 2015; Esquivel-Muelbert *et al.*, 2018), adicionalmente, ela contribui para minimizar as mudanças climáticas influenciadas pelas emissões dos gases do efeito estufa (GEE) (Medvigy; Walko; Avissar, 2011; IPCC, 2021). Logo, o desmatamento das florestas tropicais tem provocado o aumento destas emissões contribuindo para a elevação da temperatura do planeta e consequente aumento da ocorrência de eventos extremos de seca e inundações (Silva, Pereira; Rocha, 2016; Nobre *et al.*, 2016).

O aumento do desmatamento na Amazônia brasileira é igualmente de forte preocupação, durante o ano de 2022, a diminuição das áreas de florestas foi em torno de 12.480 km<sup>2</sup>, apresentando um aumento de aproximadamente 2,3% em relação ao ano de 2021(12.188 km<sup>2</sup>) (INPE, 2023). Contudo, estima-se que o desmatamento na Amazônico em 2022 tenha atingido uma extensão significativa, sendo identificada como a maior área desmatada desde o ano de 2006 (INPE, *op cit*). Além disso, em 2020, a Polícia Federal do Amazonas realizou a apreensão de aproximadamente 144.047,3 m<sup>3</sup> de madeira na Amazônia Legal (Brasil, 2022a). Tais apreensões foram possivelmente consequências direta da prática de exploração florestal ilegal, uma vez que as cargas apreendidas não apresentavam o Documento de Origem Florestal (DOF) (Brasil, 2016). As grandes áreas de floresta nativa são devastadas de forma rápida e predatória em decorrência da exploração ilegal, o que representa uma grave preocupação para a conservação da Amazônia e do meio ambiente em geral.

A redução destas florestas nos últimos 50 anos devido ao desmatamento e a fragmentação florestal são as principais causas da perda da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (Nobre *et al.*, 2016; Jacobson *et al.*, 2019). Desta forma, a fragmentação de extensas áreas da Amazônia afeta na baixa precipitação e aumento da temperatura do ar (Nobre *et al.*, 1991; Silva; Pereira; Rocha 2016).

Considerando que o clima atua diretamente na distribuição das espécies, às mudanças climáticas em andamento e seus efeitos, poderá atuar como agente de seleção natural dentro das populações naturais de plantas, reduzindo sua diversidade genética, fluxo gênico e a capacidade

de adaptação a eventos extremos e mortalidade dos indivíduos, levando ao risco de extinção da espécie (Jump e Pañuelas, 2005; Naranjo et., 2022).

As espécies florestais desempenham um papel fundamental na manutenção da saúde e da sustentabilidade dos ecossistemas florestais e do planeta como um todo. A proteção e preservação dessas espécies são de suma importância para assegurar a biodiversidade, a estabilidade climática, a qualidade do solo e da água, além de promover o bem-estar humano e a resiliência dos ecossistemas naturais para as gerações futuras. Nesse contexto, a conservação surge como uma estratégia fundamental para proteger e preservar essas florestas. Essa abordagem concentra-se na proteção das espécies em seu ambiente nativo, garantindo a sobrevivência e a reprodução das populações naturais dentro de suas áreas de ocorrência.

A conservação das florestas visa manter a diversidade das espécies dentro das populações, garantindo a permanência de espécies endêmicas ou ameaçadas de extinção (Tylianakis *et al.*, 2010). É necessário que seja estabelecido áreas com maior prioridade de conservação (Garcia, 2006; Lapola *et al.*, 2014), a fim de conservar a biodiversidade e reduzir de emissões de Gases de Efeito Estufa - GEE. É importante estimar as alterações nos padrões de diversidade das espécies para o futuro e o padrão de distribuição destas a partir das mudanças climáticas (Elith *et al.*, 2010).

Para projeção da distribuição de ocorrência de espécies, geralmente são utilizados Modelos de Distribuição de Espécies (Elith *et al.*, *op cit.*), por meio deles é possível descrever os fatores abióticos do nicho e estimar a distribuição potencial de um organismo (De Aguiar *et al.*, 2023; Peterson *et al.*, 2011). O pacote *Ecological Niche Modelling at The MetaLand EcologyLab* - ENTML foi criado com o objetivo de apresentar métodos de Modelos de Distribuição de Espécies de forma simples e transparente e está disponível no *software* R. A metodologia de distribuição de espécies tem sido uma abordagem utilizada em estudos com espécies florestais, cuja distribuição potencial será reduzida em função das mudanças climáticas (Andrade; Velazco; Marco Júnior, 2020; Paranatinga, 2022; Souza, 2022).

A partir de um levantamento de apreensão de madeira ilegal junto a Polícia Federal do Amazonas, o grupo de conservação florestal da Universidade Federal do Amazonas, dedicou-se a concentrar esforços aos estudos de análise da ocorrência atual e quantificação da perda de áreas por desmatamento acumulado de espécies amazônicas mais intensivamente exploradas, a exemplo de *Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll. Arg., *Cariniana micranta* Ducke, *Clarisia racemosa* Ruiz & Pav., *Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth e *Vouchysia guianensis* Aubl.. Estudos de predição da distribuição futura das espécies com base em cenários pessimistas e intermediário de mudanças climáticas de acordo com sexto relatório do Painel

Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas - IPCC, e de áreas com maior adequabilidade climática, poderão auxiliar no estabelecimento de políticas públicas para a conservação de seus recursos genéticos para sua preservação.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Predizer a distribuição a partir do nicho ecológico das espécies *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis*, para dar suporte à tomada de decisão para a conservação de seus recursos genéticos.

### 2.2 OBJETIVO ESPECÍFICOS

- Analisar a distribuição potencial das espécies *A. desmanthum*, *C. micrantha*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis* para um período referência;
- Projetar o nicho ecológico das espécies para os períodos 2021-2040 e 2041-2060 com base nos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 de mudanças climáticas;
- Identificar as áreas com maior adequabilidade climática para a conservação das espécies;

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 PEQUIÁ-MARFIM (*Aspidorderma desmathum* Benth. ex Müll. Arg.)

##### 3.1.1 Classificação botânica e características da espécie

A espécie *A. desmathum* pertencente à família Apocynaceae e ao gênero *Aspidosperma* (Henrique, 2007). O gênero é composto por aproximadamente 51 espécies, dentre estas, 47 ocorrem no Brasil (Castello, 2018). A espécie *Aspidosperma desmanthum* apresenta características morfológicas semelhantes às espécies *A. album*, *A. eteanum* e *A. spruceanum*. Esta espécie é caracterizada por árvores medindo entre 10 a 35 m de altura, com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) de 61 cm, tronco retilíneo, galhos pequenos, folhas alternas e dispostas ao longo do ramo, inflorescência terminal com floração entre os meses de junho a setembro, fruto denso-veloso, deiscente e suas sementes são disseminadas pelo vento (Henrique, 2007; Pereira *et al.*, 2007; Pereira; Simões; Santos, 2016).

O que as diferencia *A. desmathum* de outras espécies do gênero é a presença de nervuras secundárias imersas nas faces adaxial e abaxial da folha, folículos planos-convexos, sulcados, inflorescências terminais e dicásio corimbiformes, flores hipocrateriformes, presença de látex avermelhado nos ramos e a presença de tronco não sulcado (Pereira, 2015).

A espécie apresenta cerne e alburno distintos, coloração amarelo-avermelhada e rosa, respectivamente (Brasil, 2022b). Sua madeira apresenta resistência a fungos apodrecedores e massa específica entre 0,69 g/cm<sup>3</sup> e 0,82 g/cm<sup>3</sup> (Alves *et al.*, 2006; Cruz, 2018;), caracterizando-se como uma madeira com densidade média (Brasil, 2022b).

##### 3.1.2 Ocorrência e distribuição da espécie

Nativa, com domínio fitogeográfico amazônico, a espécie *A. desmanthum* pode estar presente em floresta de terra firme, várzea e em mata ciliar (Castello *et al.*, 2022; Cruz, 2018). Sua distribuição geográfica acontece nos estados do Acre, Amazonas, Amapá, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e Espírito Santo, sendo conhecida popularmente como araracanga, amargoso, pequiá-marfim, araraúba-da-terra-firme, fava, pequiá-marfim, pequiá,

pau-de-arara, peroba-mica, araracanga-vermelha, quina, quina da mata (Cruz, 2018; Henrique, 2007). Além disso, a espécie também pode ser encontrada na Colômbia, Venezuela, Suriname, Guiana Francesa, Guiana, Equador, Peru, Honduras, Bolívia, Costa Rica, Guatemala, Panamá e México (GBIF, 2023; CRIA, 2023).

Apesar de ampla distribuição geográfica, *A. desmathum* é uma espécie sob alta pressão de exploração madeireira (Martini; Rosa; Uhl, 1998). Em 2007, foi considerada uma espécie vulnerável pela Lista Vermelha do Pará – Decreto nº 802 de 20 fevereiro de 2008 (Para, 2008).

### 3.1.3 Uso e importância

As espécies do gênero das *Aspidospermas* fornecem madeira de boa qualidade (Pereira, 2007). A espécie *A. desmanthum* possui alto valor comercial, devido a sua densidade média, boa trabalhabilidade, cerne e alburno distintos, tendo assim sua madeira utilizada na construção civil na forma de vigas, caibros, pranchas e estruturas de cobertura e esteios para obras externas, e são utilizados em quilhas, pranchas, roda-de-proa, forração do costado na carpintaria naval (Gonzaga, 2006; Henrique, 2007; Santos; Gallo; Rondon Neto, 2013).

Além do uso madeireiro, a família Apocynaceae é caracterizada pela presença de compostos bioativos, sendo um deles o alcalóide indólico, composto encontrado em grande quantidade em espécies do gênero *Aspidosperma* (Henrique, 2007; Oliveira *et al.*, 2009). Muitos alcalóides indólicos atuam provavelmente nos sistemas neurotransmissores opiáceos, colinérgicos, muscarínicos, serotoninérgicos e dopaminérgicos (Pereira *et al.*, 2007). Na região amazônica a casca das espécies deste gênero é utilizada por meio de infusão em tratamento de doenças como malária, reumatismo, diabetes e leishmaniose (Pereira *et al.*, *op. cit.*).

As cascas de *A. desmanthum* são utilizadas no tratamento de doenças febris, levantando assim sua importância medicinal, além disso, estudos relatam o isolamento de alcalóides indólicos como aspidoalbina, N-acetilaspidoalbina, Des-O-metilaspidolimidina, cromatina, elipicina, aspidoscarpina, limapodina e quebrachamina (Silva, 2018).

## 3.2 CASTANHA DE MACACO (*Cariniana micrantha* Ducke)

### 3.2.1 Classificação botânica e características da espécie

A família Lecythidaceae abrange cerca de 350 espécies distribuídas em 23 gêneros e são subdivididas em três subfamílias: Barringtonioideae (denominada anteriormente como Planchonioideae) Foetidioideae e Lecythidoideae (Catenacci, 2015; Reis *et al.*, 2016). A subfamília Lecythidoideae, abrange os gêneros *Allantoma*, *Couratari* e *Cariniana*, cujo suas espécies são conhecidas como tauari na Amazônia, dentre estas, a espécie *Cariniana micrantha* se destaca, pois, suas árvores são consideradas uma das mais altas da família (Procópio *et al.*, 2010; Catenacci, 2015).

As árvores da espécie *C. micrantha* são de grande porte, longeva, de crescimento lento, possuem uma copa dominante ou co-dominante na qual atinge o dossel superior da floresta, sendo consideradas emergentes, podem atingir até 60 m de altura e 1,50 m de diâmetro, apresentam um tronco cilíndrico, com casca acinzentada, fibrosa e levemente fissurada, ramos glabros, estriado-rugosos, quando jovens avermelhados, revestidos de pelos acinzentados, esparsamente lenticelados (Camargo; Ferraz; Sampaio, 2003; Camargo; Ferra; Procópio, 2007; Procópio; Secco, 2008).

As folhas de *C. micrantha* são ovado-oblongas ou lanceoladas com até 9,5 cm de comprimento e 4,5 cm de largura, glabras em ambos os lados, opaca na face abaxial, brilhante na face adaxial, (Camargo; Ferraz; Procópio, 2007; Lima Junior, 1992). Apresenta inflorescência em panículas terminais com raque canescente, ferrugíneo-tomentoso, flor alva e fortemente aromática, fruto do tipo pixídio, acinzentado-ferrugíneo, lenticelado, lenhoso (Lima Junior, 1992; Riveira-Martin *et al.*, 2013).

A espécie *C. micrantha* apresenta uma madeira média, com densidade básica da madeira que varia entre 0,55 – 0,60 g/cm<sup>3</sup>, sendo considerada a segunda espécie do grupo tauari com maior densidade (Procópio, 2010).

### 3.2.2 Área de distribuição natural

As Lecythidaceae estão distribuídas nas regiões tropicais da África, Ásia, Austrália, Ilhas Maurício, Ilhas do Pacífico, Madagascar e nos Neotrópicos, com predominância em

florestas de terra firme, não inundáveis e bem drenados na Amazônia (Camargo; Ferraz; Sampaio, 2003; Catenacci, 2015; Procópio *et al.*, 2010). A região neotropical é composta exclusivamente pela subfamília Lecythidoideae, que abrange a espécie *C. micrantha* (Camargo; Ferraz; Sampaio, 2003).

A espécie *C. micrantha* é conhecida popularmente: como cachimbeira, castanha de macaco, castanha vermelha, tauarí, matamatá, tauarí vermelho (Brasil); enchoque, cachimbo, tahuarí (Bolívia); Abarco, castaño, matamatá, castãna de macaco (Colômbia); Wadara (Guiana); Maho-cigare (Guiana Francesa); Chachimbo (Perú); Ingie-pipa (Suriname) (Procópio *et al.*, 2010; Riveira-Martin *et al.*, 2013).

A espécie ocorre em áreas com solos pobres em nutrientes, argilosos, bem drenados com temperatura média anual entre 24°C a 32°C e precipitação anual de 1.500-2500 mm (Camargo; Ferraz; Procópio, 2007). Na Amazônia Legal, esta espécie pode ser localizada na região dos rios Solimões, Madeira, Purus no estado do Amazonas, na região dos rios Tapajós, Juruti Velho e Faro no estado do Pará, no Acre e Rondônia (Camargo; Ferraz; Sampaio, 2003; Lima Junior, 1992; Procópio *et al.*, 2010; Rodrigues, 2020; Smith; Mori; Prance, 2015). Foi observada a abundância da espécie no município de Itacoatiara, AM (Procópio *et al.*, 2010).

Indivíduo de *C. micrantha* foi identificado no município de Manaus com idade acima de 1400 anos, sendo documentada como a árvore de angiosperma mais antiga no município (Chambers; Higuchi; Schimel, 1998).

### 3.2.3 Uso e importância econômica

A *Cariniana micrantha* é uma espécie de interesse madeireiro, sendo de fácil trabalhabilidade e acabamento (Camargo; Ferraz; Procópio, 2007). A sua exploração tem ocorrido em áreas sob manejo florestal nos pólos madeireiros central e leste do estado do Pará (Procópio e Secco, 2008). Outras espécies, por exemplo, do grupo do tauari, pertencentes do mesmo gênero, estão entre as mais comercializadas (Procópio *et al.*, 2010).

As árvores da espécie *C. micrantha* são bastantes utilizadas na forma de madeira serrada para construção civil e são utilizadas em estacas, estruturas pesadas, dormentes, vigas, caibros, pranchas, tábuas, ripas, forros e painéis (Rivera-Martin, 2013; IPT, 2013).

### 3.3 GUARIÚBA (*Clarisia racemosa* Ruiz & Pav.)

#### 3.3.1 Classificação botânica e características da espécie

A espécie *C. racemosa* pertence à família Moraceae (Santos; Ferraz; Camargo, 2008). A família Moraceae abrange aproximadamente 50 gêneros que compreendem 1.500 espécies (Souza; Lorenzi, 2012). No Brasil ocorrem 22 gêneros e cerca de 350 espécies (Carauta, 1980).

O gênero *Clarisia* é composta por 12 espécies, dentre estas a espécie *C. racemos* podem ser confundida a *Clarisia biflora*, entretanto, podem ser diferenciadas pelo tipo de venação foliar e disposição das inflorescências e flores (Santos; Ferraz; Camargo, 2008).

A *C. racemosa* é uma espécie oportunista-clímax (Ferraz *et al.*, 2004), dióica, que apresenta indivíduos de médio a grande porte, podendo atingir até 40 m de altura, e DAP entre 60-70 cm, tronco é delgado, retilíneo e rico em tubos laticíferos abundante com a presença de látex viscoso branco (Santos; Ferraz; Camargo, 2008), casca marrom-escuro a acinzentada e internamente vermelha e madeira amarelada, na qual é considerada pesada com a densidade variando entre 0,60 a 0,85 g/cm<sup>3</sup> (Burger, 1962; Loureiro; Lisboa, 1979; Dos Santos, 2008).

#### 3.3.2 Área de distribuição natural

A espécie *C. racemosa* é uma espécie Neotropical encontrada em florestas úmidas do sul do México ao sul do Brasil (NERYS *et al.*, 2022), conhecida popularmente como catruz, guariúba-amarela, guariúba-da-folha-larga, oiti, quariúba, (Brasil); murere (Bolívia), arracacho, aji, caraco, guariuba (Colômbia); matapalo, pituca, zota (Equador); capinuri, chichillica, guariúba, maxunasti (Peru) (Santos; Ferraz; Camargo, 2008).

Essa espécie é encontrada principalmente em florestas de terra firme, solos bem drenados e com solos sílicos-argisolo (Teixeira; Machado, 2022; Loureiro; Lisboa, 1979), e no Brasil ocorre na Floresta Amazônica e Mata Atlântica, geralmente com altitudes que variam entre 50 a 900 m e temperatura média anual de 23°C (Nerys *et al.*, 2022; Teixeira; Machado, 2022).

### 3.3.3 Uso e importância econômica

A madeira de *C. racemosa* apresenta múltiplos usos por ser de alta resistência, entretanto, seu uso principal é a madeira utilizada na carpintaria, construção civil e naval, cabos de ferramentas, marcenaria, tacos. O seu látex é utilizado para fazer cera (Dos Santos, 2008; Bonnet; Curcio, 2015). Também pode ser utilizada em artesanato e instrumentos musicais (ITTO, 2022).

A espécie foi a décima primeira espécie mais explorada legalmente no Estado do Acre durante os anos de 2005 a 2012 (Silva *et al.*, 2015), com um volume total explorado de 86.045 m<sup>3</sup>. Além disso, a espécie foi a segunda mais utilizada na região de Sooretaman (ES) em forma de porteira, barco, serraria, mourão móveis e uso medicinal, com valor aproximado de madeira serrada variando entre R\$1.200 a R\$1.400 por m<sup>3</sup> (Bonnet; Curcio 2015),

## 3.4 TAUARI (*Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth)

### 3.4.1 Classificação botânica e características da espécie

A espécie *C. oblongifolia* também conhecida popularmente como tauari ou tauari-branco, apresenta grande porte com indivíduos de 30 à 60 m de altura com diâmetro à altura do peito variando entre 80 a 106 cm, sapopemas altas e ramificadas, tronco retilíneo e cilíndrico, com densidade básica entre 0,49 e 0,66 g/cm<sup>3</sup> (Brasil, 2022c; Cruz, 2016; Procópio e Secco, 2008). Também pertencente à família mais populosa em florestas tropicais, a Lecythidaceae, no qual 28 espécies apresentam potencial madeireiro (Felseburgh *et al.*, 2021).

A família Lecythidaceae possui como principais características a casca fibrosa, folhas alternas e simples, estípulas ausentes ou inconspícuas, inflorescências racemosas ou paniculadas, flores bissexuadas, actinomorfas ou zigomorfas e diclamídeas com cálice inteiro ou lobado, estames conatos em um anel simétrico, ou assimétrico e prolongados unilateralmente, curvando-se sobre o ovário ínfero, e frutos bacáceos ou cápsulas lenhosas (Mori, 2002). Na Amazônia a espécies da família Lecythidaceae são consideradas como indicadores de terras baixas e pouco perturbadas, desempenhando papel fundamental no monitoramento dos efeitos que atividades exploratórias florestais assim como as mudanças climáticas podem gerar na composição florestal (Catenacci, 2015).

No gênero *Couratari* as espécies são de grande porte e que ocupam o estrato emergente da floresta, além disso apresentam caracteres particulares como os tricomas estrelados, o capuz com aba externa e as sementes planas com núcleo seminífero central, alas envolvendo a semente, lábios estaminais perceptíveis a olho nu, número reduzido de estames entre os gêneros, tecas das anteras circulares (Catenacci, 2015)

A espécie *C. oblongifolia* não apresenta diferenciação entre cerne e alburno, a floração ocorre de julho a outubro, e suas sementes são leves, anemocóricas, com sensibilidade à seca, por isso são classificadas como intermediárias para armazenamento (Cruz, 2016; Jesus; Ferreira E Silva, 2000).

### 3.4.2 Área de distribuição natural

A família Lecythidaceae é encontrada principalmente em região neotropical, nas florestas tropicais úmidas, e as espécies do gênero *Couratari* tem sua maior variedade ocorrendo na Amazônia Central (Okino *et al.* 2015).

A espécie *C. oblongifolia* ocorre naturalmente em diversas regiões tropicais como no Brasil, Guiana, Guiana Francesa e Suriname. No Brasil, a sua maior concentração é em florestas Amazônicas, sendo encontrada nos estados do Amapá (Herbário INPA), Goiás, Maranhão, Pará e Roraima, assim como em florestas de terra firme ou em área de várzea (Cruz, 2016) e a ocorrência da espécie nativa da região no estado do Acre (Silva, 2021).

### 3.4.3 Uso e importância econômica

O tauri-branco possui grande importância comercial devido a madeira desta espécie apresentar propriedades físicas, químicas e mecânicas que se enquadram para diversos setores como para a construção civil (portas, janelas, forros, lambris), móveis, painéis e outros (Cruz, 2016).

Na produção de móveis a coloração branco-amarelado gerado pela indistinção de cerne e alburno, torna a madeira com características visuais mais desejável (Silva, 2021), enquanto para a produção de painéis são atrativos os resíduos da espécie pois as propriedades físicas e mecânicas atendem as normativas para esse produto (Iwakiri *et al.*, 2012). Espécies do gênero

*Couratari* do grupo das tauari estão entre as espécies mais comercializadas (Prócopio *et al.*, 2010).

### 3.5 GUARUBA ROSA (*Vochysia guianensis* Aubl.)

#### 3.5.1 Classificação botânica e características da espécie

Especificamente sobre a espécie *V. guianensis* poucos dados são encontrados. É uma espécie que apresenta indivíduos com altura comercial de 11 m, DAP cm, tronco retilíneo e densidade básica variando entre 0,51 a 069 g/cm<sup>3</sup>(Brasil, 2022d; Logsdon ;Finger; Rosa, 2007), a nível de família, a Vochysiaceae, compreende oito gêneros e cerca de 250 espécies distribuídas em arbustivas, arbóreas até subarbustivas, apresentam resina, folhas simples, opostas ou verticiladas, coriáceas, com ou sem estípulas pequenas, com flores isoladas ou agrupadas em inflorescências terminais e axilares com frutos em forma de cápsula oblonga (Souza, 2014; Shimizu *et al.*, 2022).

As espécies do gênero *Vochysia* Aubl. são caracterizadas por apresentar corola com 3 pétalas, amarelas, estames caduco na antese, botões florais maiores que 1,3 cm, folhas com venação irregular (Souza, 2014).

A espécie *V. guianensis* é considerada moderadamente resistente ao ataque de cupins, entretanto, pode apresentar baixa resistência ao ataque de perfuradores marinhos. O alburno pode ser suscetível ao ataque de brocas do gênero *Lyctus*. Em ensaio de campo, com madeira em contato com solo, a espécie foi considerada moderadamente durável, com vida útil entre dois e cinco anos (Zenid, 2009).

#### 3.5.2 Área de distribuição natural

Dentre os oito gêneros da família Vochysiaceae, seis estão distribuídos em regiões neotropicais e subtropicais e dois na África Ocidental (Negrelle, 1988; Reis, 2015). No Brasil ocorrem seis gêneros desta família (*Callistene*, *Qualea*, *Ruizterania*, *Salvernia* e *Vochysia*) no qual abrange 166 espécies, 4 subespécies e 32 sinônimos. Essas espécies ocorrem

principalmente na Região Amazônica e no Planalto Central Brasileiro (Negrelle, 1988; Shimizy, 2022).

A distribuição do gênero *Vochysia* acontece principalmente em floresta tropical, subtropical e savanas, podendo também ser encontrada em florestas tropicais decíduas (Negrelle, 1988). A partir de inventário florestais na Amazônia foi constatado a presença desse gênero em cinco áreas amazônicas (Heindijk; Bastos, 1963). Logdon, Finger e Rosa (2007) citam a sua ocorrência em toda a Floresta Amazônica, principalmente entre os rios Madeira e Tapajós.

A espécie *V. guianensis* é encontrada nas Guianas e baixo Amazonas em solos adjacentes a cursos d'água e em solos arenosos, no Suriname ela ocorre em floresta tropical e em solos bem drenados (Longwood, 1962). Segundo Shimizu (2022), esta espécie ocorre no Estado do Pará.

### **3.5.3 Uso e importância econômica**

As espécies do gênero *Vochysia* são de interesse madeireiro, e são utilizadas para construção civil e naval, para parte interna de móveis, peças torneadas, compensados, laminados, brinquedos e embalagens leves (Negrelle, 1988; Reis *et al.*, 2015; Jesus, 2019). No estado do Pará, esta espécie pertencente ao grupo das faveiras encontra-se na lista das espécies mais comercializadas (Prócorpio *et al.*, 2010).

## **3.6 A REDUÇÃO DE ÁREAS DA AMAZÔNIA E MUDANÇAS CLIMÁTICAS**

A floresta amazônica, localizada na América do Sul, oferece serviços ecossistêmicos, tais como a manutenção da biodiversidade, clima e recursos hídricos, além disso, ela possui cerca de 6,7 milhões de quilômetros quadrados, abrangendo nove países (Barlow *et al.*, 2016; Jacobson *et al.*, 2019; Brandão; Barata; Nobre, 2022; Smith; Baker; Spracklen, 2023). A biodiversidade das florestas segue ameaçadas devido ao desmatamento, queimadas e uso indevido (Jacobson *et al.*, 2019; Smith; Baker; Spracklen, 2023).

O desmatamento é a conversão de uma área de vegetação nativa para outro fim de utilização do solo, como pastagem, agricultura ou infraestrutura (Nobre *et al.*, 2016), e é considerado como a forma mais abrupta de mudança do uso do solo na região amazônica (Brandão; Barata; Nobre, 2022). A dinâmica do desmatamento na Amazônia se inicia por meio

da retirada de madeiras nobres e/ou comerciais, posteriormente são retiradas as árvores remanescentes de madeiras leves, e as árvores de pequeno porte e vegetação rasteira são destruídas com a utilização do fogo e queimadas subsequentes, destruindo completamente o que restou da floresta inicial; após isto é comum a implantação de pastagem para introdução da pecuária (Santos, 2010; Brasil, 2015). Embora o manejo florestal não cause uma mudança imediata no uso da terra, muitas vezes pode levar ao desmatamento (Brandão; Barata; Nobre, 2022), pois auxilia no aumento de espécies pioneiras de crescimento rápido que apesar de contribuírem com a recuperação da biomassa acima do solo a sua susceptibilidade à seca e à competição podem aumentar sua mortalidade (Dearmonde *et al.*, 2023).

O desmatamento na Amazônia Legal aumentou significativamente a partir dos anos 1970 (FEARSLIDE, 1987). A partir da avaliação de imagens de satélite da Amazônia brasileira, no desenvolvimento do Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Brasileira (PRODES) foi identificado uma taxa média anual de desmatamento de 13.553 (corte florestal raso) entre 1988 a 2022, com pico de 29.059 km<sup>2</sup> em 1995 (INPE, 2023b). Apesar do desmatamento em florestas tropicais na Amazônia ter diminuído 61% entre os anos de 2008 a 2014, houve um aumento de 53% de forma acelerada entre os anos de 2015 a 2021, no ano seguinte (2022) a taxa de desmatamento foi de 11.568 km<sup>2</sup> apresentando assim uma redução de 11,27% quando comparado ao ano de 2021 (12.038Km<sup>2</sup>), entretanto, 2022 foi responsável pela segunda maior área desmatada desde 2006 (INPE, 2023). Contudo, durante o ano de 2022, a Amazônia brasileira apresentou um desmatamento de 12.480 km<sup>2</sup>, um aumento de aproximadamente 2,3% em relação ao ano de 2021(12.188 km<sup>2</sup>) (INPE, 2023a).

Este desmatamento se concentra em uma área específica da Amazônia, na qual é conhecida como “Arco do Desmatamento Brasileiro”, e é considerada uma área vulnerável às mudanças climáticas quando comparada às outras regiões amazônicas, devido ao aumento do desmatamento, incêndios florestais e aquecimento global (Brandão; Barata; Nobre, 2022; Da Braga da Silva, 2022). As áreas desmatadas podem afetar o clima regional, causando redução de precipitação, diminuição nas taxas de evapotranspiração, aumento nas emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e aumento da temperatura, que por sua vez, podem alterar o comportamento da vegetação aumentando o impacto causado com a perda de biodiversidade (IPCC, 2021; Nobre; Sellers; Shukla, 1991; Nobre *et al.*, 2016; Spracklen *et al.*, 2018; Smith; Baker; Spracklen, 2023).

A variabilidade da precipitação na bacia amazônica pode ser influenciada pela posição da Zona de Convergência Intertropical, Linhas de Instabilidade, e pelo aquecimento/resfriamento Temperatura da Superfície do Mar (TSM) do Pacífico Tropical, que

está relacionado ao fenômeno atmosférico El Niño-Oscilação Sul (ENOS), e ainda Atlântico tropical (Nobre *et al.*, 2016). A fase quente do ENOS, denominado de El Niño é responsável por eventos de seca na Bacia Amazônica, diminuindo a taxa de precipitação, enquanto a fase fria do ENOS é responsável por altas taxas de chuva (Marengo, 2005). Estes eventos atmosféricos vêm tornando-se cada vez mais extremos nas últimas décadas, onde a duração e intensidade do evento tem sido cada vez maior (Glorr *et al.*, 2015; Nobre *et al.*, 2016). À frequência de ocorrência dos eventos extremos de seca e chuva podem apresentar implicações a longo prazo, tais como aumento na mortalidade e alteração na distribuição geográfica de populações florestais. Entretanto, a redução no desmatamento pode auxiliar a floresta a se adaptar a estas alterações climáticas, diminuindo assim os impactos causados pela alteração na temperatura e precipitação (Nobre *et al.*, 2016; Brandão; Barata; Nobre, 2022).

Os modelos matemáticos de previsão utilizados pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), apresentados no sexto relatório, mostram que a temperatura pode sofrer um aumento de 4,4 °C até 2100 com base no cenário SSP5-8.5 (IPCC, 2021). Segundo o IPCC (2018), a temperatura é uma variável climática que influencia na distribuição de espécies florestais. Assim, um aumento de 1,5 °C reduziria mais da metade da distribuição geográfica de 8% das espécies de plantas terrestres, enquanto um aumento de 2 °C afetaria 16% dessas espécies. Segundo Salazar e Nobre (2010), as florestas presentes no leste da Amazônia podem ser substituídas por florestas sazonais ou savanas com aumento de temperatura de 2-3 °C. O desmatamento na Amazônia e a desertificação no Nordeste do Brasil possuíam o potencial de alterar o clima regional e os impactos poderiam sustentar uma expansão da savana na transição floresta-savana da Amazônia (Oyama; Nobre, 2003).

A criação de áreas protegidas e repressão ao desmatamento ilegal foram um dos grandes responsáveis pela diminuição nas taxas do desmatamento (Lapola *et al.*, 2014; Braga da Silva *et al.*, 2022). Reduzir o desmatamento tropical a quase zero é necessário para a conservação da biodiversidade, prestação de serviços ecossistêmicos e, até certo ponto, mitigação do clima, reduzindo as emissões de mudanças na cobertura da terra (Nobre *et al.*, 2016).

### 3.7 CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES

A distribuição geográfica de uma espécie pode ser influenciada por suas características fisiológicas específicas, tais como tolerância à temperatura e precipitação (Hoffmann; Parsons, 1997; Klipel *et al.*, 2022; Landa *et al.*, 2023). Para que uma determinada espécie persista, elas

precisam produzir respostas adaptativas, nas quais são fornecidas pela capacidade de se adaptar geneticamente a novas condições por meio de mutações ou seleção de indivíduos e por meio de sua plasticidade (Bellard *et al.*, 2012). Essas respostas podem ser observadas de forma espacial, onde a espécie pode rastrear as condições apropriadas e segui-las, na forma temporal, na qual a espécie responde essas alterações por meio de mudança em sua fenologia e a sua capacidade de adaptação às mudanças climáticas (Liang *et al.*, 2022). Quando não é observado essa resposta, a espécie poderá ser extinta localmente ou globalmente (Bellard *et al.*, 2012; Peñuelas *et al.*, 2013).

A partir da revolução industrial houve uma intensificação na alteração do uso e cobertura do solo e exploração excessiva dos recursos biológicos, o que gerou o aumento na pressão sob o meio ambiente. Assim, os países precisaram estabelecer acordos e regras, sendo um a Convenção de Diversidade Biológica (CDB), cujo objetivo era a conservação da biodiversidade (Godinho; Mota, 2013). A conservação visa preservar a diversidade de espécies em geral, espécies endêmicas ou espécies ameaçadas de extinção (Tylianakis *et al.*, 2010).

Dentre as metas de Aichi, a meta de número 11, a Convenção de Diversidade Biológica (CDB), propôs que a conservação fosse realizada por meio da utilização de áreas protegidas, onde até 2020, 17% das áreas terrestres mundiais estariam protegidas (Jacobson *et al.*, 2019; UICN; WWF-BRASIL; IPÊ, 2011). Com a criação de áreas protegidas pode-se alcançar a conservação da biodiversidade e prestação de serviços ecossistêmicos essenciais (Watson *et al.*, 2014). Preservar áreas protegidas e manter paisagens intactas são os principais meios para lidar com a perda e fragmentação de habitats (Jacobson *et al.*, 2019).

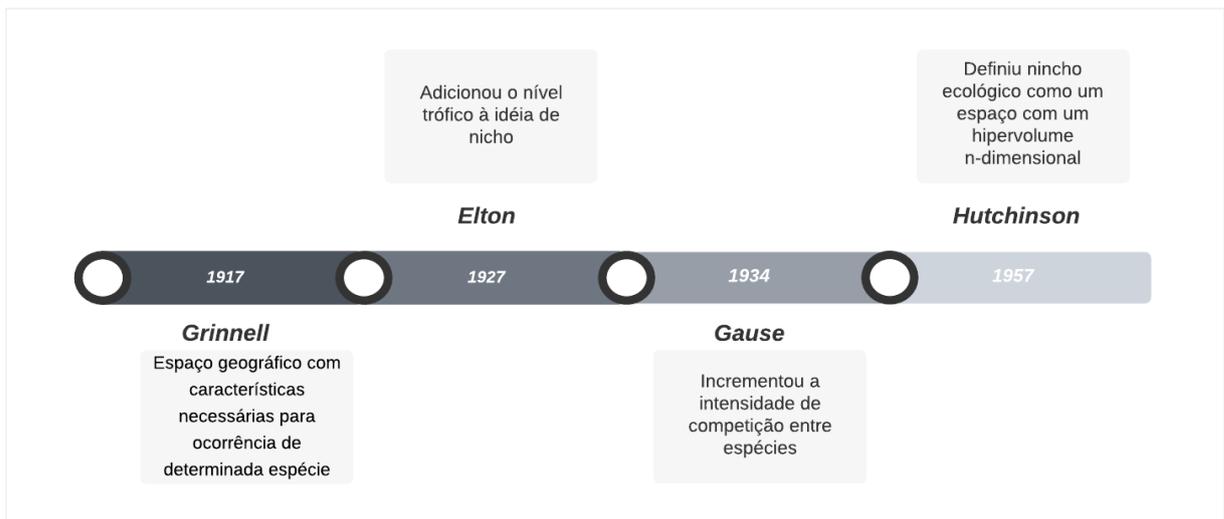
Pode-se dizer que as áreas protegidas representam uma das mais relevantes ferramentas para conservação *in situ* da diversidade biológica e da natureza. Instituída no decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006, como Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas – PNA, na qual enfoca prioritariamente no Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, nas terras indígenas e nos territórios quilombolas (Brasil, 2006)

Outra forma de conservação é a *ex-situ* na qual é realizada em condições artificiais na forma de germoplasma. Utiliza-se por exemplo, pólenes, sementes e plântulas que representem a diversidade genética, possibilitando assim o seu uso futuro em ações de reintrodução de espécies e recuperação de áreas, devido à possibilidade de se preservar os genes por longo período, podendo-se obter até mesmo o processo evolutivo de determinadas espécies (José, 2010; José *et al.*, 2019). Este tipo de conservação abrange os jardins botânicos, os bancos de sementes e arboretos, onde, os bancos de germoplasmas permitem que haja uma variabilidade genética nos programas de melhoramento facilitando assim o acesso por melhoristas e

possibilitando a troca de germoplasma para ser utilizado em pesquisas, principalmente para o melhoramento genético, e até mesmo na biotecnologia (José *et al.*, 2019).

Apesar da importância do Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas – PNA, proteger somente as unidades de conservação não é suficiente para proteger as espécies e os ecossistemas, pois a biodiversidade depende da dispersão e troca de material genético entre suas populações para que os indivíduos remanescentes se mantenham conectados (Jump; Pañuelas, 2005; Naranjo *et al.*, 2022). Para a conservação da biodiversidade fora de áreas protegidas se utiliza o Código Florestal, na qual exige a delimitação de Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal em todas as declarações no Cadastro Ambiental Rural, além de exigir a autorização para retirada de qualquer tipo de vegetação nativa. Com isso, é possível preservar a biodiversidade de uma determinada região, tendo em vista que essas áreas podem ser utilizadas como corredores ecológicos para as espécies de fauna, que por sua vez, são dispersoras de sementes e assim, propagam as espécies vegetativas (Brasil, 2012).

O termo de nicho ecológico é bastante utilizado e apresenta diferentes definições no que tange a distribuição espacial de espécies ao longo do tempo (Figura 1) (Silva, 2020).



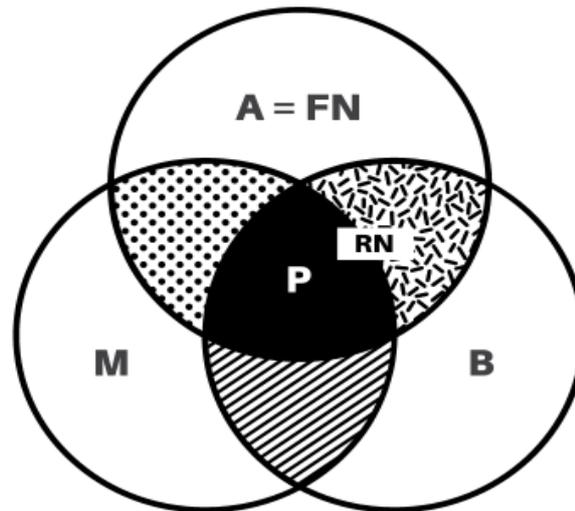
**Figura 1.** Conceitos de nicho ecológico. Fonte: Adaptado de Silva (2020)

O termo nicho ecológico foi utilizado pela primeira vez por Grinnell (1917). Por meio da análise da distribuição de aves “The California Thrasher”, o autor concluiu que variáveis ambientais, ecológicas e comportamentais, são fatores que influenciam a distribuição das espécies. Dessa forma, criou, o primeiro conceito de nicho: espaço geográfico que a espécie ocupa na natureza, determinado por características climáticas e condições de habitats necessárias para sua ocorrência (Grinnell, 1917; Peterson, 2011).

Em Elton (1927), o autor adicionou o nível trófico (teia alimentar) das espécies à definição de nicho, após identificar o papel funcional da espécie em uma comunidade, verificando que as comunidades estavam organizadas de acordo com as relações alimentares existentes entre as espécies (Elton, 1927; Peterson, 2011). Porém, em Gause (1934), o autor inseriu a intensidade da competição entre espécies à definição de nicho, a partir de seu trabalho com diferentes espécies de protozoários e células de levedura, onde identificou os processos de competição entre estes (Gause, 1934; Hutchison, 1957).

No trabalho de Hutchison (1957), o autor cria a definição de nicho, em que o considera como um espaço hipervolume n-dimensional, onde cada dimensão corresponde a uma possível condição ambiental que permita a existência indefinida da espécie. Dentro do conceito de nicho, existe o conceito de nicho fundamental e o realizado (Hutchinson, 1957). O nicho fundamental exclui as interações bióticas (competição e predação), e considera as condições ambientais necessárias para a existência da espécie, enquanto que o nicho realizado é considerado como um subconjunto do nicho fundamental e a existência das espécies é delimitado por fatores bióticos (Hutchison, 1957; Peterson, 2011).

A área de uma espécie pode ser determinada a partir de quatro classes de fatores que operam em diferentes intensidade e escala: i) fatores abióticos (clima, ambiente físico, condições edáficas) que atribui limites fisiológicos à capacidade de ocorrência de determinada espécie em uma área (região A); ii) fatores bióticos, que se refere ao conjunto relacionados às interações interespecíficas nas quais podem afetar positivamente ou negativamente a distribuição de espécies (região B); iii) as regiões acessíveis à dispersão (região M), e iv) capacidade evolutiva das espécies se adaptarem a novas condições (Soberón e Peterson, 2005). Os três primeiros fatores são cruciais para essa determinação, assim, a sobreposição destes pode determinar a distribuição geográfica de uma determinada espécie (Figura 2).



**Figura 2.** Diagrama de Venn estático dos fatores i, ii e iii que determinam as áreas que uma espécie é encontrada. Fonte: Soberón e Peterson (2005)

A região A, representa a área geográfica com o conjunto de fatores abióticos necessários para ocorrência da espécie, podendo ser denominado como nicho fundamental (FN). A região B indica à região onde há interação interespecífica necessárias para à ocorrência da espécie, onde sua intersecção com a região A expressa geograficamente a região do nicho realizado (RN), região que abriga condições bióticas e abióticas favoráveis para ocorrência da espécie. A região M representa as áreas acessíveis à espécie. A intersecção entre A, B e M (P) indica a área de ocorrência real da espécie, na qual apresenta fatores bióticos e abióticos e acessibilidade para a ocorrência da espécie (Soberón; Peterson, 2005). Para Soberón e Peterson (2005), a maioria dos algoritmos “bioclimáticos” estimam o FN, a menos que os três fatores citados acima se sobreponham inteiramente.

### 3.7.1 Modelos de distribuição de espécies

Os Modelos de Distribuição de Espécies (SDM), também conhecidos como Modelos de Nicho Ecológicos (ENMs), Modelagem de Envelopes Climáticos, Modelagem de Nicho, são amplamente utilizados, pois oferecem ferramentas para predizer a alteração da distribuição de espécies e padrões de diversidade futuras ocasionadas pelas mudanças climáticas e para planejar áreas de conservação de espécies (Arruda *et al.*, 2017; Ahmadi *et al.*, 2020; De Aguiar *et al.*, 2023; Elith; Kearney; Phillips, 2010; Hijmans; Elith, 2013; Razgour *et al.*, 2018). Os ENMs são associações realizadas por diferentes algoritmos entre as variáveis bióticas e abióticas de determinada espécie para a identificação das condições ambientais que essa espécie pode ser

mantida ilimitadamente (Mello, 2018; Landa *et al.*, 2023). Este tipo de modelagem tem-se mostrado uma excelente ferramenta para os fatores climáticos que estabelecem limites de distribuição em espécies pertencentes a um mesmo grupo e realizar testes de conservadorismo em nicho (Peixoto; Villalobos; Cianciaruso, 2017). Alguns autores relatam que modelos consensos, nos quais utilizam dois ou mais algoritmos para construção de um modelo em conjunto, apresentam melhores desempenhos (De Aguiar *et al.*, 2023; Hysen *et al.*, 2022), a determinação dos algoritmos a serem utilizados na construção do modelo consenso pode ser realizada a partir da média dos coeficientes do modelo (Hysen *et al.*, *op. cit.*).

Os SDMs podem ser divididos em modelagem mecanicista e correlativa (Soberón; Peterson, 2005). A modelagem mecanicista relaciona as características fisiológicas do organismo e as condições ambientais para identificar possíveis áreas de ocorrência de determinada espécie. A modelagem correlativa utiliza dados bióticos e abióticos para estimar a distribuição potencial de determinada espécie (Soberón; Peterson, *op. cit.*). Estes dados bióticos são tidos como registros de ocorrência, e são divididos em dados de presença, onde são gerados por meio de coletas e observações em campo, dados de ausência que podem ser gerados a partir de pseudo-ausências, nas quais não possuem dados de presença da espécie (Hijmans; Elith, 2013; Dalapicolla, 2016) e os background que indicam áreas de maior e menor adequabilidade em um mesmo habitat (Sillero; Barbosa, 2020).

Os dados abióticos são variáveis ambientais, que normalmente são disponibilizados por meio de camadas compostas por pixels com valores correspondentes a variável representada. Na maioria das vezes são utilizadas variáveis bioclimáticas (Dalapicolla, 2016). Entretanto, relacionar a ocorrência das espécies apenas as variáveis climáticas podem gerar distribuições com baixa consistência podendo assim gerar coberturas reais inconsistentes (Arruda *et al.*, 2017). Estudos recentes sobre o comportamento da vegetação em resposta às mudanças climáticas levando em consideração o domínio fitogeográfico mostraram a importância da utilização de dados edáficos para a modelagem, (Arruda *et al.*, 2017; Oliveira *et al.*, 2021), pois é possível ter o clima favorável para a ocorrência de determinada espécie em uma região, porém a mesma região pode apresentar um tipo de solo que não é favorável à espécie, ou, pode-se ter um solo adequado e um clima não favorável (Arruda *et al.*, 2017; Elias *et al.*, 2018). As variáveis bioclimáticas e variáveis de solo são complementares e são eficientes em detectar diferenças em nicho ambiental, pois cada uma representa uma parte do nicho multidimensional (Arruda *et al.*, 2017; Oliveira *et al.*, 2021; Xu *et al.*, 2023).

## REFERÊNCIAS

- AHMADI, K.; ALAVI, S. J.; AMIRI, G. Z.; HOSSEINI, S. M.; SERRA-DIAS, J. M.; SVENNING, J. C. O impacto potencial do clima futuro na distribuição do teixo europeu (*Taxus baccata* L.) na região da Floresta Hircaniana (Irã). **Int J Biometeorol**, v. 64, p. 1451–1462, 2020.
- ALVES, M. V. S.; COSTA, A. F.; ESPIG, D. S.; VALE, A. T. Resistência natural de seis espécies de madeiras da região amazônica a fungos apodrecedores em ensaios de laboratório. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 1, p. 17–26, 2006.
- ANDRADE, A. F. A.; VELAZCO, S. J. E.; MARCO JÚNIOR, P. D. ENMTLM: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. **Environmental Modelling & Software**, v. 125, p. 104615, 2020.
- ARRUDA, D. M.; FERNANDES-FILHO, E. I.; SOLAR, R. R. C.; SCHAEFER, C. E. G. R. Combining climatic and soil properties better predicts covers of Brazilian biomas. **The Science of Nature**, v. 32, 2017.
- BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LESS, A. C.; NALLY, R. M.; THOMSOM, J. R.; FERRAZ, S. F. B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARRY, L.; SOLAR, R. R. C.; VIEIRA, I. C. G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BEGOTTI, R. A.; BRAGA, R. F.; CARDOSO, T. M.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; SOUZA JR, C. M.; MOURA, N. G.; NUNES, S. S.; SIQUEIRA, J. V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; VEIGA, R. C. S.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T. A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, p. 144-147, 2016.
- BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, v. 15, p. 365-377, 2012.
- BONNET, A.; CURCIO, G. R. **Uso de espécies arbóreas nativas para a propriedade rural e mercado regional na região de Sooretama, ES**. Comunicado Técnico 368, Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2015. 16 p.
- BRAGA DA SILVA, L.; OLIVEIRA, G.L.; FREDERICO, R.G.; LOYOLA, R.; ZACARIAS, D.; RIBEIRO, B. R.; MENDES-OLIVEIRA, A. C. How future climate change and deforestation can drastically affect the species of monkeys endemic to the eastern Amazon, and priorities for conservation. **Biodivers Conserv**, v. 31, p. 971–988, 2022.
- BRANDÃO, D. O.; BARATA L. E. S.; NOBRE, C. A. The effects of environmental changes on plant species and forest dependent communities in the Amazon region. **Forests**, v. 13, n. 3, p. 466, 2022.
- BRASIL. **Decreto Nº 5.758, de 13 de abril de 2006**. Institui o Plano Nacional de Áreas Protegidas – PNAP, seus princípios, diretrizes, objetivos e estratégias, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 2006.

BRASIL. **Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 2012.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Documento de Origem Florestal (DOF)**. Brasília: MMA, 2016.

BRASIL. Departamento de Polícia Federal. **Tabela de apreensões do item "madeira", cadastradas no Sistema de BI da Coger - Epol - Estatística, com dados de apreensões entre os anos de 2010 a 2020**. 2022a. Disponível em: <https://buscalai.cgu.gov.br/PedidosLai/DetalhePedido?id=2735397>. Acesso em: 28 de maio de 2022.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro. **Araracanga**. 2022b. Disponível em: [https://lpf.florestal.gov.br/pt-br/?option=com\\_madeirasbrasileiras&view=especieestudada&especieestudadaid=18](https://lpf.florestal.gov.br/pt-br/?option=com_madeirasbrasileiras&view=especieestudada&especieestudadaid=18). Acesso de: 6 de maio de 2022.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro. **Quaruba**. 2022d. Disponível em: [https://lpf.florestal.gov.br/pt-br/?option=com\\_madeirasbrasileiras&view=especieestudada&especieestudadaid=272](https://lpf.florestal.gov.br/pt-br/?option=com_madeirasbrasileiras&view=especieestudada&especieestudadaid=272). Acesso de: 6 de maio de 2022.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro. **Tauari**. 2022c. Disponível em: [https://lpf.florestal.gov.br/pt-br/?option=com\\_madeirasbrasileiras&view=especieestudada&especieestudadaid=117](https://lpf.florestal.gov.br/pt-br/?option=com_madeirasbrasileiras&view=especieestudada&especieestudadaid=117). Acesso de: 6 de maio de 2022.

BURGER, W. C. Studies in New World Moraceae: *Trophis*, *Clarisia*, *Acanthinophyllum*. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 49, n. 1/2, p. 1-34, 1962.

CAMARGO, J. L., FERRAZ, I. D. K.; SAMPAIO, P. T. B. Castanha-de-macaco *Cariniana micrantha* Ducke. Lecythidaceae. **Manual de sementes da Amazônia**. n. 2, p. 1-6, 2003.

CARAUTA, J. P. P. Moraceae: notas taxonômicas. **Rodriguésia**, v. 32, n. 53, p. 109-116, 1980.

CASTELLO, A. C. D. **Sistemática de *Aspidosperma* Mart. & Zucc. (Apocynaceae) com ênfase na seção típica**. 2018. 249 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Botocatu, 2018.

CASTELLO, A. C. D.; PEREIRAN A. S. S.; SHIMIZU, G. H.; ZUNTINI, A. R.; SIMÕES, A. O.; KOCH, I. Taxonomy and nomenclature of *Aspidosperma* (Apocynaceae). **Phytotaxa**, v. 571, p. 237-277, 2022.

CATENACCI, F. S. **Lecythidacear Poit. Na região do Alto Rio Madeira, Rondônia.** 2015. 236 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N.; SCHIMEL, J. P. Ancient trees in Amazonia. **Nature**, v. 391, p. 135-136, 1998.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FOLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIERA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, 145, p. 87-99, 2005.

CRIA - Centro de Referência e Informação Ambiental. **Specieslink - simple search**, 2022. Disponível em: <https://specieslink.net/search/>. Acesso em 02 de abril de 2023.

CRUZ, E. D. **Germinação de sementes de espécies amazônicas: araracanga** (*Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll Arg.). Comunicado Técnico 299, Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2018. 8 p.

CRUZ, E. D. **Germinação de sementes de espécies amazônicas: tauari-branco** (*Coutari oblongifolia* Duck & Kunth). Comunicado Técnico 286, Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2016. 3 p.

CUNHA SILVA, M. F. **Comportamento da madeira de Tauari** (*Coutari oblongifolia* duck) **tratada termicamente e comparada a madeira tratada com um produto de acabamento submetidas à fotodegradação artificial.** 2021. 41 p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade de Brasília, 2021.

DALAPICOLLA, J. **Tutorial de modelos de distribuição de espécie:** guia teórico. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2016.

DE AGUIAR, C. V. S.; ALENCAR, J. B. R.; DA SILVA SANTANA, G.; TELES, B. T. Previendo a Predicting the Potential Global Distribution of *Scirtothrips dorsalis* (Hood) (Thysanoptera: Thripidae) with Emphasis on the Americas Using an Ecological Niche Model. **Neotrop Entomol**, v. 52, p. 512-520, 2023.

DEARMOND S.; FERRAZ, J. B. S.; DE OLIVEIRA, L. R.; LIMA, A. J. N.; FALCÃO, N. P. S.; HIGUCHI, N. Soil compaction in skid trails still affects topsoil recovery 28 years after logging in Central Amazonia. **Geoderma**, v. 434, 2023.

DOS SANTOS, L. M. **Germinação de sementes e produção de mudas de Guariúba** (*Clarisia racemosa* Ruiz et Pavon). 2008. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2008.

ELITH, J.; KEARNEY, M.; PHILIPS, S. The art of modelling range-shifting species. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, ed. 4, p. 330-342, 2010.

ELTON, C. **Animal Ecology.** University of Chicago Press, Chicago, 1927. 207 p.

ESQUIVEL-MUELBERT, A.; BAKER, T. R.; DEXTER, K. G.; SIMON, L. L.; BRIENEN R. J.; FELDPAUSCH, T. R.; LLOYD, J.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; ARROYO, L.;

ÁLVARES-DÁVILA, E.; HIGUCHI, N.; MARION, B. S.; MARION-JUNIOR, B. H.; SILVEIRA, M.; SILVEIRA, M.; VILANOVA, E.; GLOOR, E.; MALHI, Y.; CHAVE, J. et al. Compositional response of Amazon forests to climate change. **Global Change Biology**, v. 25, p. 39-56, 2019.

FARIAS DA SILVA, H.J.; GONÇALVES, W.A.; BEZERRA, B.G.; SANTOS E SILVA, C.M.; OLIVEIRA, C.P.D.; MUTTI, P.R. Analysis of the Influence of Deforestation on the Microphysical Parameters of Clouds in the Amazon. **Remote Sens**, v. 14, n. 21, 2022.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation and International Economic Development Projects in Brazilian Amazonia. **Conservation Biology**, v. 1, p. 214-221, 1987.

FELSEMBURGH, C. A.; FIGUEIRA, N. P. S.; SOUZA, A. J. V.; ABREU, V. H. R. Caracterização dendrológica e diafanização foliar de espécies da família lecythidaceae com interesse madeireiro. **Ibero-Americana de Ciência Ambientais**, v. 12, n. 2, 2021

FERRAZ, I. D. K.; LEAL FILHO, N.; IMAKAWA, A. M.; VARELA, V. P.; PINÃ RODRIGUES, F. C. M. Características básicas para um agrupamento ecológico preliminar de espécies madeireiras da floresta de terra firme da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 34, p. 621-633, 2004.

GAUSE, G. F. **The struggle for existence**. Baltimore: The Williams & Wilkins company, 1934.

GARCIA, A. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. **Biological Conservation**, v.130, n. 1, p. 25-46, 2006.

GBIF. **The Global Biodiversity Information Facility**, 2023. Disponível em: <https://www.gbif.org/pt/occurrence/search>. Acesso em: 5 de abril de 2023.

GLOOR, M.; BARICHIVICH, J.; ZIV, G.; BRIENEN, R.; SCHONGART, J.; PEYLIN, P.; BARCANTE, B.; FELDPAUSCH, T.; PHILLIPS, O.; BAKER, J. Recent Amazon climate as background for possible ongoing and future changes of Amazon humid forests. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 29, p. 1384-1399, 2015.

GODINHO, R. S.; MOTA, M. J. P. Desafios da Convenção sobre a biodiversidade biológica. **Revista de Direito da Cidade**, v. 5, n.2, p. 106-136, 2013.

GONZAGA, A. L. **Madeira: uso e conservação**. Brasília: IPHAN/MONUMENTA, 2006. 246 p.

GRINNELL, J. Field Test of Theories Concerning Distributional Control. **The American Naturalist**, v. 51, p. 115-128, 1917.

HEINSDIJK, D.; BASTOS, A. M. Inventários florestais na Amazônia. **Boletim do Serviço Florestal**, v. 6, p. 1-100, 1963.

HENRIQUE, M. C. **Estudo sobre a química e atividade biológica das cascas de *Aspidosperma desmanthum* e *A. vargassi* (Apocynaceae)**. 2007. 241 p. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2007.

HIJMANS, R. J., ELITH, J. **Species distribution modeling with R**, 2013.

HOFFMANN A.A.; PARSONS P.A. **Extreme environmental change and evolution**. Cambridge, 1997

HUTCHINSON, G.E. Cold Spring Harbor Symposia. **Quantitative Biology**, v.22, n. 2, p.415–427, 1957.

HYSEN, L.; NAYERI, D.; CUSHMAN, S.; WAN, H. Y. Background sampling for multi-scale ensemble habitat selection modeling: Does the number of points matter? **Ecological Informatics**, v. 72, 2022.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Coordenação geral de observação da terra. Programa de Monitoramento da Amazônia e demais biomas**. Desmatamento - Amazonia. 2023

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Coordenação geral de observação da terra. Programa de Monitoramento da Amazônia e demais biomas**. Desmatamento - Amazonia Legal. 2023

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change 2018: Summary for Policymakers of IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. *In*: MASSON-DELMOTTE, V., P. ZHAI, H.-O. PÖRTNER, D. ROBERTS, J. SKEA, P.R. SHUKLA, A. PIRANI, W. MOUFOUMA OKIA, C. PÉAN, R. PIDCOCK, S. CONNORS, J.B.R. MATTHEWS, Y. CHEN, X. ZHOU, M.I. GOMIS, E. LONNOY, T. MAYCOCK, M. TIGNOR, AND T. WATERFIELD, Eds. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, p. 3-24.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. *In*: MASSON-DELMOTTE, V., ZHAI, P., PIRANI, A., CONNORS, S.L., PÉAN, C., BERGER, S., CAUD, N., CHEN, Y., GOLDFARB, L., GOMIS, M.I., et al. (eds). **Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge**. Cambridge, UK, 2021. p. 280.

IPT – INSTITUTO DE PESQUISA TECNÓLOGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Catálogo de madeiras brasileiras para a construção civil**. São Paulo, 2013. p. 104.

ITTO - The International Tropical Timber Organization. **Guariuba** (*Clarisia racemosa*). Disponível em: <http://www.tropicaltimber.info/pt-br/specie/guariuba-clarisia-racemosa/>. Acesso em 05 de maio de 2022.

IWAKIRI, S.; VIANEZ, B. F.; WEBER, C.; TRIANOSKI, R.; ALMEIDA, V. C. Avaliação das propriedades de painéis aglomerados produzidos com resíduos de serrarias de nove espécies de madeiras tropicais da Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 42, p. 59-64, 2012.

JACOBSON, A. P.; RIGGIO, J.; TAIT, A. M.; BAILLIE, J. E. M. Global areas of low human impact ('Low Impact Areas') and fragmentation of the natural world. **Scientific reports**, v.9, n.14179, 2019.

JESUS, C. D. L. **Estudo de rendimento de tora em madeira serrada de *Vochysia guianensis* Aubl. na serraria (Santa Bárbara Industrial LTDA.) – PA.** 2019. 34 p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural da Amazônia, 2019.

JESUS, K. A. S.; FERREIRA, G. C.; SILVA, R. C. V. M. **Acervo do herbário IAN. 2.** Lecythidaceae Poiteau. Documento 68, Belém: Embrapa Amazônia Oriental. 2000. 190 p.

JOSE, S. C. B. R.; TEIXEIRA, F. F.; SALOMAO, A. N.; OLIVEIRA, P. R. D.; AZEVEDO, H. C.; SANTOS, I. R. I.; LAMEIRA, O. A.; RAMOS, A. F.; ZILLI, J. E.; SOARES, L. H. DE B.; LEITE, D. L.; MAZZOCATO, A. C. Conservação ex situ de recursos genéticos. In: In: PAIVA, S. R.; ALBUQUERQUE, M. do S. M.; SALOMAO, A. N.; JOSE, S. C. B. R.; MOREIRA, J. R. de A. (Ed.). **Recursos genéticos: o produtor pergunta, a Embrapa responde.** Brasília, DF: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2019.

Jump, A.; Peñuelas, J. Running stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. **Ecology Letters**, v. 8, p. 1010-1020, 2005.

KLIPEL J.; BERGAMIN, R. S.; ESQUIVEL-MUELBERT, A.; DE LIMA A. F.; DE OLIVEIRA, A. A.; PRADO, P. I.; MULLER, S. C. Climatic distribution of tree species in the Atlantic Forest, **Biotropica**, v. 54, p. 1170-118, 2022.

LANDA, M. L. N.; CASTRO, J. C. M.; MONTERRUBIO-RICO, T. C.; LARA-CABRERA, S. I.; PIETRO-TORRES, D. A. Predicting co-distribution patterns of parrots and woody plants under global changes: The case of the Lilac-crowned Amazon and Neotropical dry forests. **Journal for Nature Conservation**, v. 71, 2023.

LAPOLA, D. M.; MARTINELLI, L. A.; PERES, C. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERREIRA, M. E.; NOBRE, C. A.; AGUIAR, A. P. D.; BUSTAMANTE, M. M. C.; CARDOSO, M. F.; COSTA, M. H.; JOLY, C. A.; LEITE, C. L.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B. B. N.; VIEIRA, C. G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Natural Climate Change**, v. 4, p. 27-35, 2014.

LIANG, Y., GUSTAFSON, E. J., HE, H. S., SERRA-DIAZ, J. M., DUVENECK, M. J., & THOMPSON, J. R. What is the role of disturbance in catalyzing spatial shifts in forest composition and tree species biomass under climate change? **Global Change Biology**, v. 29, p. 1160– 1177, 2023.

LIMA JUNIOR, M. J. **Fenologia de cinco espécies de Lecythidaceae na Reserva Florestal Duckert, Manaus – AM.** 1992. 80 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 1992.

LOGSDONS, N. B.; FINGER, Z.; ROSA, L. M. Caracterização da madeira de Cambará, *Vochysia guianensis* Aubl. **Engenharia Civil**, n. 29, 2007.

LONGWOOD, F. R. Present and potential commercial timbers of the Caribbean with special reference to the West Indies, The Guianas, and British Honduras. **U. S. Department of Agriculture** – Forest Service, n. 207, p. 167, 1962.

LOUREIRO, A. A.; LISBOA, P. L. B. Madeiras do Município de Aripuanã e suas utilidades. **Acta Amazônica**, v. 9, 1979. 88 p.

MAGNUSSON, W. E.; HOLANDA, A. S. S.; FREITAS, M. A.; RAMALHO, E. E.; AKAMA, A.; FERREIRA, L.; MENIN, M.; NINEZ, C. V.; RODRIGUES, D. J.; MANZATTO, A. G.; PAGGOTO, R. C.; ISHIKAWA, N. K. Amazônia- Biodiversidade Incontável. In: PEIXOTO, A. L.; LUZ, J. R.; BRITO, M. A (org.). **Conhecendo a Biodiversidade**. Brasília: MCTIC., CNPq, PPBio, p. 113-124, 2016.

MARENCO, J. A. Characteristics and spatio-temporal variability of the Amazon River Basin Water Budget. **Climate Dynamics**, v. 24, p. 11-22, 2005.

MARTINI, A.; ROSA, N. A.; UHL, C. Espécies Madeireiras da Amazônia Potencialmente Ameaçadas. **Série Amazônia**, n. 11 - Belém: Imazon, 1998.

MEDVIGY, D.; WALKO, R. L.; AVISSAR, R. Effects of Deforestation on spatiotemporal Distribution of Precipitation in South America. *Journal of Climate*, v. 24, n. 8, p. 2147-2163, 2011.

MELLO, R. C. **Modelagem de nicho ecológico de espécies do grupo *Rhinella granulosa* (Amphibia, Anura, Bufonidae): definindo os limites de distribuição atual**. 2018. 67 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação Bacharelado em Biologia) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Capitão Poço, 2018.

NARANJO, A.; MELTON, A. E.; SOLTIS, D. E.; SOLTIS, P. S. Edemism, projected climate change, and identifying species of critical concern in the Scrub Mint clade (Lamiaceae). **Conservation Science and Practice**, v. 4, 2022.

NERYS, L. L. A.; JACOB, I. T. T.; SILVA, P. A.; SILVA, A. R.; OLIVEIRA, A. M.; ROCHA, W. R. V.; PEREIRA, D. T. M.; ABREU, A. S.; SILVA, R. M. F.; FILHO, I. J. C.; LIMA, M. C.A. Photoprotective, biological activities and Chemical composition of the nontoxic hydroalcoholic extract of *Clarisia racemosa* with cosmetic and pharmaceutical applications. **Industrial Crops & Products**, v. 180, 2022.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; BORMA, L. S.; CASTILLA-RUBIO, J. C.; SILVA, J. S.; CARDOSO, M. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. **PNAS**, v. 113, n. 37, p. 10759-10768, 2016.

NOBRE, C. A.; SELLERS, P. J.; SHUKLA, J. Amazonian Deforestation and Regional Climate Change. **Journal of Climate**, v.4, n. 10, p. 957-988, 1991.

OKINO, E. Y.A.; PASTORE, T. C. M.; CAMARGOS, J. A. A.; CORADIN, V. T. R.; TEIXEIRA, D. E.; SANTANA, M. A. E.; FAGG, C. W. Ensaio acelerado de laboratório de

três espécies de madeira da Amazônia chamadas de tauari, expostas aos fungos de podridão branca e parda e resposta colorimétrica de acordo com o sistema CIE L\* A\* B\*. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 3, p. 581-593, 2015.

OLIVEIRA, G. C.; ARRUDA, D. M.; FERNANDES-FILHO, E. I.; VELOSO, G. V.; FRANCELINO, M. R.; SCHAEFER, C. E. G. R. Soil predictors are crucial for modelling vegetation distribution and its responses to climate change. **Science of the total environment**, v. 780, 2021.

OYAMA, M. D.; NOBRE, C. A. A new climate-vegetation equilibrium state for Tropical South America. **Geophysical Research Letters**, v. 30, n. 23, 2003.

PARA. Decreto nº 802, de 20 de fevereiro de 2008. Cria o Programa Estadual de Espécies Ameaçadas de Extinção - Programa Extinção Zero, declara as espécies da fauna e flora silvestre ameaçadas de extinção no Estado do Pará, e dá outras providências. **Diário Oficial [do] Estado do Pará**, n. 31.112, p. 5-10, 21 de novembro de 2008.

PEIXOTO, F. P.; VILLALOBOS, F.; CIANCIARUSO, M. V. Phylogenetic conservatism of climatic niche in bats. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 9, p. 1055-1065, 2017.

PEÑUELAS, J.; SARDANS, J.; ESTIARTE, M.; OGAYA, R.; CARNICER, J.; COLL, M.; BARBETA, A.; RIVAS-UBACH, A.; LLUSIÀ, J.; GARBULSKY, M.; FILELLA, I.; JUMP, A. Evidence of current impact of climate change on life: a walk from genes to the biosphere. **Glob Chang Biol.**, v. 19, n. 8, p. 2303-38, 2013.

PEREIRA, A. S. S. **Taxonomia de *Aspidosperma* Mart. (Apocynaceae, Rauvolfioideae) no Estado do Pará, Brasil. 2015.** 149 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém. 2015.

PEREIRA, M. M.; JÁCOME, R. L. R. P.; ALCÂNTRA, A. F. C.; ALVES, R. B.; RASLAN, D. S. Alcalóides indólicos isolados de espécies do gênero *Aspidosperma* (Apocynaceae). **Rev. Quím. Nova**, v. 30, p. 970-983, 2007.

PROCÓPIO, L. C.; GAYOUT, M.; SIST, P.; FERRAZ, I. D. K. As espécies de tauari (Lecythidaceae) em florestas de terra firme da Amazônia: padrões de distribuição geográfica, abundâncias e implicações para a conservação. **Acta Amazonica**, vol. 24, p. 883-897, 2010.

PROCÓPIO, L. C.; SECCO, R. S. A importância da identificação botânica nos inventários florestais: o exemplo do “tauari” (*Couratari* spp. e *Cariniana* spp. – Lecythidaceae) em duas áreas manejadas no estado do Pará. **Acta Amazonica**, vol. 38, p. 31-44, 2008.

RAZGOUR, O.; TAGGART, J. B.; MANEL, S.; JUSTE, J.; IBÁÑEZ, C.; REBELO, H.; ALBERDI, A.; JONES, G.; PARK, K. Na integrated framework to identify wildlife populations under threat from climate change. **Molecular Ecology Resources**, v. 18, n.1, p. 18-31, 2018.

REIS, P. C. M.; RUSCHEL, A. R.; REIS, L. P.; SOARES, M. H.; CRUZ, E. D. **Lecythidaceae encontradas na floresta de Moju, Pará.** 1 ed. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2016. 33 p.

- RIVEIRA-MARTIN, L. E.; PEÑUELA, M. M. C.; ROJAS, E. M. J.; JARAMILHO, M. D. P. **V. Ecología y silvicultura de espécies** úteis amazônicas: Abarco (*Cariniana micranta* Ducke), Quinilla (*Manilkara bidentata* (A. DC.) A. Chev) y Violeta (*Peltogyne paniculata* Benth). Leticia: Universidad Nacional de Colombia, 2013, 180 p.
- RODRIGUES, L.P. F. **Morfologia de frutos, sementes e plântulas de Lecythidoideae**. 2020. 145 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2020.
- SALAZAR, L. F.; NOBRE, C. A. Climate change and thresholds of biome shifts in Amazonia. **Geophysical Research Letters**, v. 37, 2010.
- SANTOS, B. A.; FERRAZ, I.; CAMARGO, J. L. *Clarisia racemosa* Ruiz & Pav. **Manual de sementes da Amazônia**. n. 7. 2008.
- SANTOS, R. P. **Os principais fatores do desmatamento na Amazônia (2002 – 2007): uma análise econométrica e espacial**. 2010. 130 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Brasília, 2010.
- SANTOS, S. O.; GALLO, R.; RONDON NETO, R. M. Biometria de diásporos de perobamica (*Aspidosperma desmanthum* Muell. Arg.). **Biosfera**, v. 9, n. 17, p. 477, 2013.
- SILVA, M. E.; PEREIRA, G.; ROCHA, R. P. Local and remote climatic impacts due to land use degradation in the Amazon “Arco f Deforestation”. *Theor Appl Climatol*, v. 125, p. 609-623, 2016.
- SOUZA, D. A. T. Impactos das mudanças climáticas sobre a distribuição de espécies da várzea amazônica. 2022. 80 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2022.
- JOSÉ, S. C. B. R. **Manual de curadores de germoplasma: Conservação ex situ** (Colbase Sementes). Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2010. 13 p.
- SHIMIZU, GH; SOUZA, LF; GONÇALVES, DJP; FRANÇA, F. *Vochysiaceae in Flora e Funga do Brasil*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB88398>. Acessado em: 10 de maio de 2022.
- SILLERO, N.; BARBOSA, A. M. Common mistakes in ecological niche models. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 35, p. 213-226, 2020.
- SILVA, F. A. P. R.; ROBERT, R. C. G.; SANTOS, A. S.; MENDONÇA, S. D. Quantificação e Avaliação das Principais Espécies Florestais Licenciadas no Estado do Acre de 2005 a 2012. **Floresta e Ambiente**, v. 22, p. 567-574, 2015.
- SILVA, M. C. M. **Estudo farmacognóstico, fitoquímico e atividade antiplasmódica de *Aspidosperma eteanum* Markgr.** Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2018.

SMITH, C.; BAKER, J. C. A.; SPRACKLEN, D. V. Tropical deforestation causes large reductions in observed precipitation. **Nature**, v. 615, p. 270-275, 2023.

SMITH, N.P.; MORI, S.A.; PRANCE, G.T. Lecythidaceae in **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <http://floradobrasil2015.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB23427>. Acesso em 05 de maio de 2022.

SOBERON, J.; PETERSON, T. Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niche and Species Distributional Areas. **Biodiv. Informatics**, v. 2, p. 1-10, 2005.

SOUZA, L. F. Família Vochysiaceae A. St. – Hil. na microrregião Sudoeste Goiano. **Rev. Biol. Neotrop.**, v. 11, p. 1-10, 2014.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG III**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2012. 768 p.

SPRACKLEN, D. V.; BAKER, J. C. A.; GARCIA-CARRERAS, L.; MARSHAM, J. H. The effects of Tropical Vegetation on Rainfall. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 43, p. 193-218, 2018.

TEIXEIRA, M.D.R.; MACHADO, A.F.P. *Clarisia* in **Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB10114>. Acesso em: 02 ago. 2023

TYLIANAKIS, J. M.; LALIBERTE, E.; NIELSEN, A.; BASCOMPTE, J. Conservation of species interaction networks. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2270–2279, 2010.

UNIÃO INTERNACIONAL PARA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (UICN); WORLD WILDLIFE FUND (WWF-BRASIL); INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS (IPÊ). **Metas de Aichi: situação atual no Brasil**. Brasília: UICN; WWF-BRASIL; IPÊ, 2011.

WATSON, J. E. M.; DUDLEY, N.; SEGAN, D. B.; HOCKINGS, M. The performance and potential of protected area. **Nature**, v. 515, p. 67-73, 2014.

XU W.; JIANG J.; LIN H. Y.; CHEN T. Y.; ZHANG S.; WANG T. Assessment of the impact of climate change on endangered conifer tree species by considering climate and soil dual suitability and interspecific competition. **Sci Total Environ**, v. 877, 2023.

ZENID, G. J. **Madeira: uso sustentável na construção civil**. 2. Ed. São Paulo: Instituto de Pesquisa Tecnológicas, 2009.

## 4 ANÁLISE DOS ALGORITMOS PARA CONSTRUÇÃO DE UM MODELO CONJUNTO PARA MODELAGEM DE ESPÉCIES AMAZÔNICAS

### Resumo

Para monitorar as mudanças da biodiversidade em relação as mudanças climáticas são utilizadas diferentes modelos de nicho ecológico (ENMs). A seleção do modelo mais adequado para uma espécie, pode ser limitada por inúmeros fatores, como disponibilidade e resolução de dados e complexidade do ambiente. Selecionando-se um conjunto de espécies florestais com as mesmas particularidades tais como, reino vegetal, com dispersão na Amazônia, de ciclo longo para obtenção da madeira e alvo do desmatamento ilegal, poderá realizar análises de diferentes algoritmos para melhor estimar as áreas de adequabilidade destas espécies. O objetivo da pesquisa foi analisar o comportamento de 13 modelos e determinar modelo consenso para simular a distribuição potencial de cinco espécies da Amazônia que apresentam distribuição no “Arco do desmatamento”, *Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll. Arg., *Cariniana micranta* Ducke, *Clarisia racemosa* Ruiz & Pav., *Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth e *Vouchysia guianensis* Aubl.. Para a análise, cada espécie foi modelada e analisada individualmente considerando os treze algoritmos, posteriormente foi feito a média de cada algoritmo para todas as espécies onde o desempenho foi analisado a partir das métricas *Area Under the Curve* (AUC), *True Skill Statistics* (TSS) e Índice de Sorensen. A partir dos resultados, observou-se que não existe um algoritmo ideal para todas as espécies, assim, foi proposto um modelo consenso a partir dos algoritmos *Random Forest* (RDF), *Boosted Regression Trees* (BRT), *Support Vector Machine* (SVM), *Bayesian Gaussian Process* (GAU) e *Maximum Entropy Default* (MXD), pois estes apresentarem melhores desempenhos a partir da média. Os resultados destacam a importância de se considerar as particularidades de cada espécie e a individualidade do conjunto de dados. Desenvolver um modelo consenso para identificar áreas adequadas a um conjunto de espécies com características similares, é importante pois auxilia mitigar as limitações individuais de cada algoritmo, resultando em uma estimativa mais precisa para a estimativa das áreas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Modelos consenso para modelagem; modelos de nicho ecológico; distribuição potencial de espécies.

## Abstract

To monitor changes in biodiversity in relation to climate change, different ecological niche models (ENMs) are utilized. The selection of the most suitable for a species can be constrained by various factors, such as data availability and resolution, as well as the complexity of the environment. By selecting a set of forest species with the same characteristics, such as belonging to the same plant kingdom, having distribution in the Amazon, having a long growth cycle for timber acquisition, and being targets of illegal deforestation, it will be possible to conduct analyses using different algorithms to better estimate the suitability areas for these species. The research aim was to analyze the behavior of 13 models and determine a consensus model to simulate the potential distribution of five Amazonian species that have distribution within the “Deforestation Arc”, *Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll. Arg., *Cariniana micranta* Ducke, *Clarisia racemosa* Ruiz & Pav., *Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth e *Vouchysia guianensis* Aubl.. For the analysis, each species was individually modeled and examined considering the thirteen algorithms. Subsequently, the average was taken for each algorithm across all species, where the performance was assessed based on the metrics Area Under the Curve (AUC), True Skill Statistics (TSS), and Sorensen Index. From the results, it was observed that there is no ideal algorithm for all species. Therefore, a consensus model was proposed based on the algorithms Random Forest (RDF), Boosted Regression Trees (BRT), Support Vector Machine (SVM), Bayesian Gaussian Process (GAU), and Maximum Entropy Default (MXD), as these demonstrated better performance on average. The results emphasize the importance of considering the specific characteristics of each species and the dataset as a whole. Developing a consensus model to identify suitable areas for a set of species with similar characteristics is important as it helps mitigate the individual limitations of each algorithm, resulting in a more accurate estimation of suitable areas.

**KEYWORDS:** Consensus models for modeling; ecological niche models; potential distribution of species.

## 4.1 INTRODUÇÃO

A necessidade de estudar o efeito das mudanças climáticas sob a distribuição das espécies, nos diferentes ecossistemas, levou ao uso generalizado de modelos de nicho ecológico

(ENMs) (Guo *et al.*, 2019; Jiang *et al.*, 2022). Nas últimas décadas surgiram vários ENMs com diferentes parâmetros e critério de entrada no modelo (Ndao, 2022; Remya *et al.*, 2015), muitos destes utilizam dados de presença e ausência das espécies (Philips *et al.*, 2006; Remya *et al.*, 2015), porém, dados de ausência são dificilmente disponibilizados (Pearson *et al.*, 2006). Por outro lado, a disponibilidade de dados de presença de museus e herbários faz com que os modelos que utilizam dados de presença sejam cada vez mais usados (Philips *et al.*, 2009; Senay *et al.*, 2013).

Para a caracterização dos modelos destacamos os modelos simples, que utilizam regras de distância ou polígono para limitar as condições ambientais de uma espécie a partir da extensão dos pontos de ocorrências (Senay *et al.*, 2013), ainda, os aprimorados são aqueles que relacionam dados de ocorrência de espécies com variáveis preditoras ambientais para representar um nicho de espécie (Elith e Leathwick, 2009; Zhao *et al.*, 2017). E finalmente, os modelos de presença-ausência que utilizam técnicas para gerar pontos de pseudo-ausência quando os dados de ausência real não disponíveis (Senay *et al.*, 2013). Quando combinados matematicamente, estes ENMs podem ser usados para mapear a distribuição potencial de espécies e extrapolar essa distribuição no espaço e no tempo (Guo *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2023)

Contudo, a seleção do ENMs mais adequado para determinadas espécies pode ser limitada devido a fatores como disponibilidade de dados, resolução de dados e complexidade do ambiente (Guo *et al.*, 2019; Ma; You, 2022; Pearson *et al.*, 2006). Estudos anteriores que tentaram comparar o desempenho dos ENMs mostraram que não existe um modelo preferencial a ser adotado (Elith *et al.*, 2006; Konowalik; Nosol, 2021). Esses estudos enfatizam que a capacidade preditiva do conjunto de dados utilizados deve ser testada por meio dos diferentes algoritmos (Konowalik e Nosol, 2021; Rabelo-Costa *et al.*, 2022). A proposta do presente trabalho é propor a utilização de um modelo que combine os algoritmos individuais evitando a seleção de um único modelo que talvez não venha reunir todas as características desejadas (Guo *et al.*, 2019; Ma; You, 2022).

Para sobreviver às condições edafoclimáticas da Amazônia, com ampla diversificação e complexidade de ambientes, as espécies florestais possuem características comuns, tais como adaptações quanto a diversidade genética e distribuição geográfica, folhagem densa para à competição por luz no dossel superior da floresta, ciclo de nutrientes eficientes devido à rápida decomposição dos materiais orgânicos, ciclos de crescimento e reprodução sincronizados com as mudanças sazonais das chuvas, entre outras (Bellard *et al.*, 2012; Landa *et al.*, 2023). Diante dos padrões de similaridade de ocorrência e das características comuns, espera-se que maior

seja a possibilidade de sucesso no desenvolvimento de um modelo consenso eficiente para as espécies em estudo. Isso é frequentemente chamado de modelagem de conjunto (Estevo; Nagy-Reis; Nichols, 2017).

A pesquisa objetivou desenvolver um modelo consenso para simular a distribuição potencial de espécies da Amazônia, *Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll.Arg., *Cariniana micranta* Ducke., *Clarisia racemosa* Ruiz. & Pav., *Couratari oblongifolia* Ducke. & Knuth. e *Vouchysia guianensis* Aubl., por meio de modelos de nicho ecológico disponibilizados no pacote ENMTML (Andrade, Velazco e Marco Júnior *et al.*, 2020).

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1 Área de estudo

Os dados ambientais e pontos de ocorrência foram delimitados para o subcontinente América do Sul (AS). A AS abrange uma área de aproximadamente 18 milhões de km<sup>2</sup> a qual pode ser dividida em três regiões naturais: Cordilheira dos Andes, Planalto Oriental e as Planícies. O continente é caracterizado por apresentar um clima tropical úmido e semi-úmido no Norte e subtropical úmido à Sudeste (Qin *et al.*, 2017). Ao Norte é possível localizarmos a Bacia Amazônica e a maior floresta tropical úmida do mundo que abriga uma das maiores biodiversidades do planeta (Castellanos *et al.*, 2022; Qin *et al.*, 2017).

### 4.2.2 Registros de ocorrência das espécies vegetais e pré-processamento

O estudo foi desenvolvido a partir da análise da distribuição de ocorrência das espécies madeireiras *A. desmathum*, *C. micrantha*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianenses*. Os dados utilizados foram obtidos por meio do banco de dados *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF, <https://www.gbif.org/>; acessado em 01 de março 2023), do Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA, <https://specieslink.net/>; acessado 01 de março 2023), por meio da rede *SpeciesLink*, e do banco de dados *Botanical Information and Ecology Network* (BIEN, versão 1.2.6) disponibilizado no software R (versão 4.2.) (<https://bien.nceas.ucsb.edu/bien/biendata/>; Maitner *et al.*, 2017; acessado em 01 de março de

2023). Estes dados passaram por uma verificação rigorosa, onde foram eliminados os pontos que não apresentavam informações de coordenadas geográficas, pontos duplicados e dados discrepantes (*outliers*).

A fim de reduzir a autocorrelação entre os dados de ocorrência e tendência de amostragem, reduzimos espacialmente as localidades de ocorrência em 5 km utilizando o argumento "*thin\_occ*" (Andrade, Velazco e Marco Júnior *et al.*, 2020) incluso no pacote "*spThin*" (Aiello-Lammens *et al.*, 2015). Além disso, para evitar o viés amostral, os dados foram particionados em 4 dobras a partir do método *K-fold*, onde foi realizada a validação de acordo com o total de dobras (Fielding e Bell, 1997).

### 4.2.3 Variáveis ambientais

Para a construção dos ENMs foram utilizadas variáveis bioclimáticas e edáficas. Como variáveis bioclimáticas, foram utilizadas 19 variáveis disponibilizadas no banco de dados *WorldClim – Global Climate Data* (versão 2.1) (<https://www.worldclim.org/>; acesso em 22 de fevereiro 2023) com resolução de 2,5 minutos de arco ou  $\sim 0,041^\circ$  ( $\sim 4 \text{ Km}^2$  por pixel), que incluem temperaturas mínimas, médias, máximas e precipitação pluvial. O período base foi simulado utilizando-se dados com intervalos de 30 anos (1970 – 2000) para um conjunto de 9.000 a 60.000 estações meteorológicas (Fick; Hijmans, 2017). A predição das variáveis climáticas nos cenários futuros foi realizada com base nas projeções das mudanças climáticas, contidas no sexto relatório do IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas) geradas com o uso dos modelos de circulação atmosférica HadGEM-GC31-LL (Firpo *et al.*, 2020), IPSL-CM6Ä-LR (Firpo *et al.*, 2020) e MIROC6 (Monteverde *et al.*, 2022) para os períodos de 2021-2040, 2041-2060 em dois cenários diferentes para as emissões dos gases do efeito estufa (GEE), SSP2-4.5 e SSP5-8.5 (<https://www.worldclim.org/>; acesso em 22 de fevereiro 2023). A fim de aumentar a precisão do modelo foi calculada a média entre os Modelos de Circulação Atmosférica selecionados (Dormann *et al.*, 2018).

O efeito das variáveis edáficas nas espécies, foi demonstrado a partir da utilização de 9 variáveis para 2 profundidades do solo (0-20 cm, 20-40 cm), sendo selecionadas um conjunto de dados de 18 informações relacionados às propriedades físicas e químicas do solo, as quais apresentam a mesma resolução das variáveis bioclimáticas (FAO e IIASA, 2023). Estes dados estão disponíveis no *Harmonized World Soil Database* com resolução espacial de  $1\text{km}^2$  (30 segundos) (versão 2.0; FAO e IIASA, 2023)

(<https://www.fao.org/documents/card/en/c/cc3823en>; acesso em 15 de março 2023). O objetivo de usar as variáveis edáficas é refinar as saídas do ENMs, tendo em vista que os atributos do solo podem predominar como elementos chaves na modelagem de espécies vegetais (Alvarez *et al.*, 2021; Collevatti *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2014; Velazco *et al.*, 2017).

As variáveis ambientais apresentam uma alta colinearidade, o que é indesejável no processo de modelagem (De Marco *et al.*, 2020), assim, para reduzi-la foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA) e selecionados os quatorze componentes principais que mais contribuíram para a análise, como camada representativa dos dados, os quais explicaram > 95% das variações nos dados originais (Andrade; Velazco; Marco Júnior, 2020; De Marco *et al.*, 2020; Velazco *et al.*, 2017).

#### 4.2.4 Análise dos algoritmos para construção do modelo conjunto

O processamento dos dados foi realizado por meio do *software* RStudio, integrado ao *software* R (versão 4.2), com o uso do pacote ENMTML – *Create Ecological Niche Models with TheMetaLand EcologyLab* (<https://andrefaa.github.io/ENMTML/>; acesso em 17 de janeiro 2023). No pacote ENMTM foram acessados treze tipos de algoritmos diferentes para a construção dos ENMs individuais e combinados (Tabela 1).

**Tabela 1.** Algoritmos utilizados pelo pacote ENMTML para modelar nichos ecológicos.

<b>Algoritmo</b>	<b>Acrônimo</b>
<i>Bioclim</i>	BIO
<i>Mahalanobis</i>	MAH
<i>Domain</i>	DOM
<i>Generalized Linear Mode</i>	GLM
<i>Generalized Additive Models</i>	GAM
<i>Support Vector Machine</i>	SVM
<i>Boosted Regression Trees</i>	BRT
<i>Random Forest</i>	RDF
<i>Bayesian Gaussian Process</i>	GAU
<i>Maximum Likelihood</i>	MLK
<i>Maximum Entropy simple</i>	MXS
<i>Ecological Niche Factor Analysis</i>	ENF
<i>Maximum Entropy default</i>	MXD

Fonte: Andrade, Velazco e Marco Júnior (2021).

Para cada espécie, foi estimado o nicho fundamental utilizando os treze algoritmos, nos quais podem ser divididos de acordo com o tipo dos dados de entrada exigidos pelo modelo: presença, presença e pseudo-ausência e presença e *background* (Tabela 1). Devido à falta de dados de ausência de ocorrência das espécies estudadas, foi utilizada a metodologia de combinação geográfica e ambiental para alocação das pseudo-ausências e backgrounds (Lobo *et al.*, 2010). Para isto delimitou-se um buffer de 50km em torno dos pontos de presença, e todas as localidades que não possuíam semelhança com os pontos de presença foram extraídas como um possível plano de fundo para seleção da pseudo-ausência. Estes locais sem similaridade foram agrupados por *K-mean* e usados para selecionar uma amostra representativa (Senay *et al.*, 2013). Adicionalmente, determinou-se que o número de pseudo-ausência e background seria igual ao número de presença.

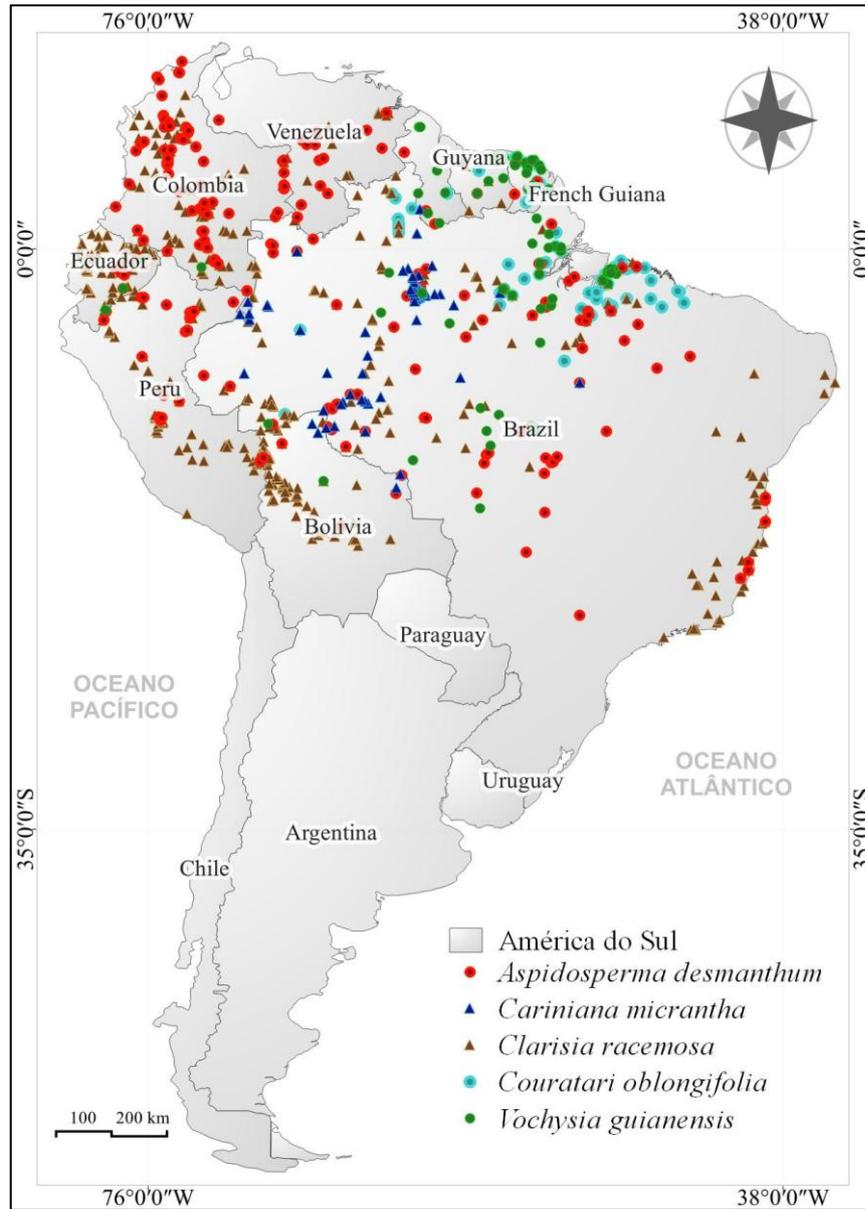
Posteriormente foi realizada a análise das métricas *Área Under the Curve* (AUC), *True Skill Statistics* – TSS e Índice Sorensen. A AUC foi uma métrica obtida a partir da integração da curva de Características Operacionais do Receptor (*Receiver Operating Characteristic* - ROC) (Allouche; Tsoar; Kadmon, 2006). O AUC varia entre 0 e 1 (Fielding e Bell, 1997), enquanto a TSS pode assumir valores entre -1 a +1, (Allouche; Tsoar; Kadmon, *op cit.*). Ambas as métricas apresentam dependência de prevalência, o que levou ao uso do índice de Sorensen como uma terceira opção devido a independente da prevalência (Leroy *et al.*, 2018). O índice Sorensen pode variar de 0 a 1, onde valores iguais ou inferiores a 0,7 apresentam baixo desempenho (Leroy *et al.*, *op cit.*).

Após os procedimentos descritos, foi criado um modelo consenso a partir dos cinco algoritmos que apresentaram melhor desempenho para realizar a modelagem do nicho ecológico das cinco espécies mencionadas anteriormente. A determinação dos cinco algoritmos a serem utilizados no modelo consenso se deu a partir análise da média de cada algoritmo considerando os valores métricos obtidos para cada espécie, assim foram analisados as médias de cada algoritmo para AUC, TSS e Índice de Sorensen. Modelos que apresentaram métricas com valores acima de 0,7 foram considerados satisfatórios (Allouche *et al.*, 2006; Thuiller *et al.*, 2019).

## 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.3.1 Ocorrência natural das espécies

A distribuição de ocorrência das espécies pode ser visualizada na Figura 3. O maior número de pontos de ocorrência (455) foi observado para a espécie *C. racemosa*, distribuídos na Bolívia (11%), Brasil (36%), Colômbia (20%), Equador (14%), Peru (17%), Suriname (1%) e Venezuela (2%). Para *A. desmanthum* utilizou-se 203 pontos de ocorrência, na Bolívia (1%), Brasil (81%), Colômbia (33%), Equador (4%), Guiana (1%), Guiana Francesa (2%), Suriname (1%), Peru (10%) e Venezuela (7%). A espécie *C. micranta* apresentou 72 pontos de ocorrência, distribuídos na Bolívia (6%), Brasil (89%), Colômbia (3%), Peru (1%) e Guiana (1%). Para a *V. guianensis* foram considerados 75 pontos de ocorrência, onde 1% destes pontos estão distribuídos na Bolívia, 55% no Brasil, 1% na Colômbia, 4% no Equador, 8% na Guiana, 17% na Guiana Francesa e 13 % no Suriname. O menor número de pontos de ocorrência foi obtido para *C. oblongifolia*, sendo que 80% destes pontos estão distribuídos no Brasil, 1% na Guiana, 10% na Guiana Francesa e 8% no Suriname. Verificou-se diferenças quanto a distribuição espacial entre os pontos de ocorrência das espécies, considerando as características geográficas, geológicas e climatológicas na América do Sul.

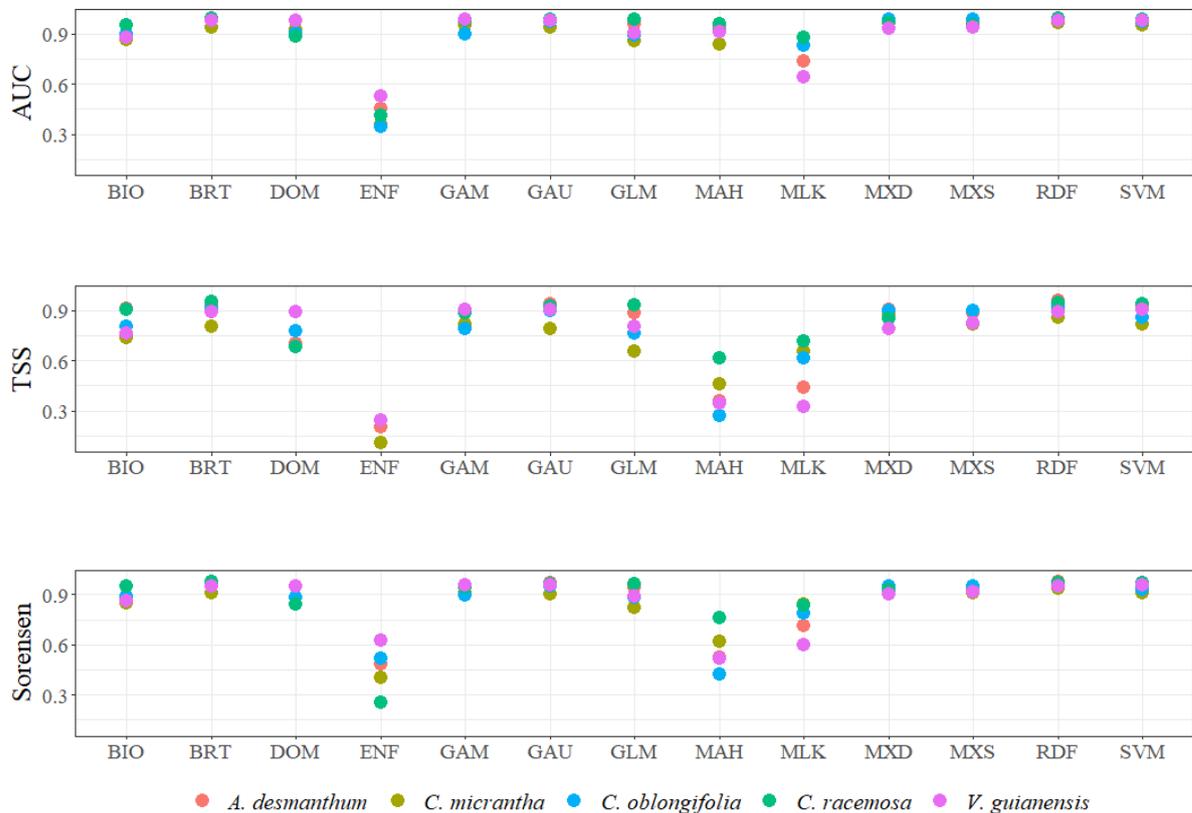


**Figura 3.** Distribuição dos pontos de ocorrência das espécies *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vochysia guianensis*. Fonte: Autores (2023).

#### 4.3.2 Comparação de algoritmos de Modelagem do Nicho Ecológico

A partir da análise e comparação dos treze algoritmos de Modelagem do Nicho Ecológico para as espécies *A. desmanthum*, *C. micrantha*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis*, identificou-se cinco algoritmos mais adequados para compor o modelo conjunto. Analisando as métricas AUC, TSS e Sorensen, verificou-se a ausência de consenso entre os algoritmos ideais para todas as espécies apresentadas nesse estudo (Figura 4), confirmando

assim a teoria de que não existe somente um algoritmo ideal, mas por outro lado, este depende do local e espécie que será modelada (Konowalik e Nosol, 2021; Ndao *et al.*, 2022; Qiao, Soberón e Petersón, 2015).



**Figura 4.** Avaliação dos treze algoritmos disponibilizados no pacote ENMTML, *Bioclim* (BIO), Mahalanobis (MAH), Domain (DOM), *Generalized Linear Mode* (GLM), *Generalized Additive Models* (GAM), *Support Vector Machine* (SVM), *Boosted Regression Trees* (BRT), *Random Forest* (RDF), *Bayesian Gaussian Process* (GAU), *Maximum Likelihood* (MLK), *Maximum Entropy simple* (MXS), *Ecological Niche Factor Analysis* (ENF) e *Maximum Entropy default* (MXD), de acordo com as métricas *Under the Curve* (AUC), *True Skill Statistics* (TSS) e índice de Sorensen e espécies, *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis*. Fonte: Autores (2023).

Os algoritmos utilizados na modelagem de espécies são amplamente utilizados, entretanto os autores muitas vezes não citam os critérios adotados para a sua escolha, ou não se realizaram testes para identificação e uso do algoritmo mais adequado. A primeira etapa no processo de modelagem indicada é a avaliação de um conjunto de algoritmos (Qiao; Soberón; Petersón, 2015; Konowalik; Nosol, 2021). Essa etapa é relevante no processo devido a necessidade de conhecer cada algoritmo, pois existem diversos algoritmos para o ajuste de ENMs (Andrade; Velazco; Marco Júnior, 2020).

Os resultados permitiram identificar que os algoritmos de EMMs são utilizados nos trabalhos padronização ou sem a descrição dos critérios, o que não é o ideal pois as predições

podem diferir de acordo com o modelo aplicado, com o tipo de dados (presença, presença-background e presença-pseudoausência), com a área espacial e a disponibilidade das informações (Qiao; Soberón; Peterson, 2015; Konowalik; Nosol, 2021), podendo causar sub ou superestimação nas estimativas da modelagem.

A partir da análise da eficiência e desempenho do algoritmo ENF foi possível identificar que os resultados das métricas das espécies individuais (Figura 4) foram inferiores a 0,7, o que mostra que este algoritmo é insatisfatório para a modelagem do estudo. Este desempenho pode ter sido influenciado pela abrangência dos dados, tendo em vista que o algoritmo compara a distribuição da espécie espacialmente com as condições ambientais. Adicionalmente, ele apresenta sensibilidade a extrapolação dos resultados devido a um erro na formulação da matriz de covariância (Mugo *et al.*, 2020; Rinnan; Lawler, 2019).

Por outro lado, os algoritmos BIO e DOM apresentaram valores da métricas acima de 0,7 para todas as espécies. Entretanto, quando as espécies *A. desmanthum* e *C. racemosa* foram modeladas com o BIO os valores de seu desempenho foi superior as demais espécies, o que pode ser explicado pela densidade de pontos de presença delas. Todavia, quando o algoritmo DOM modelou as espécies *C. micrantha*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis*, foi possível verificar que apesar no número de pontos de ocorrência das espécies serem mais reduzidos, este apresentou melhor desempenho, comparado àquelas de maior quantidade de pontos de ocorrência (Figura 4). Considerando a distribuição das espécies apresentadas na Figura 4, foi possível identificar o diferencial no desempenho do DOM em relação ao BIO. A superioridade de BIO pode ter ocorrido devido o uso de pontos de ocorrência das espécies para criar um hiper-espaço no cálculo da similaridade das condições ambientais das áreas onde existe a presença de uma determinada espécie (Graham *et al.*, 2007; Motta *et al.*, 2017). Já para o modelo DOM, o cálculo da similaridade é baseada na distância de *Gower* (Tsoar *et al.*, 2007), apesar das espécies *C. micranta*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis* apresentarem menor quantidade de pontos, seus pontos estão próximos.

Quando analisamos o algoritmo MAH, verificou-se que as maiores métricas para as espécies aconteceram quando estas apresentavam maior quantidade de pontos de ocorrência, entretanto, considerando as métricas TSS e Índice de Sorensen, os valores revelam que o modelo não é adequado, destacando assim, a importância do uso de mais de uma métrica de avaliação. O algoritmo MAH utiliza a média de amostra multivariada e a matriz de covariância que são sensíveis a valores discrepantes, podendo influenciar nos resultados observados para as espécies com menos pontos de presença (Leys *et al.*, 2018).

O algoritmo MXD apresentou o melhor desempenho para a espécie *C. micrantha* e *C. oblongifolia*. Este algoritmo utiliza técnica de aprendizado de máquina, a qual identifica a distribuição de probabilidades mais uniforme para a espécie, relacionando-a as restrições dos dados observados (Phillipis; Anderson; Schapire, 2006). Isso torna-o um modelo com bom desempenho na ENMs (Elith *et al.*, 2006), sendo amplamente utilizado na predição potencial de espécies (Aguiar *et al.*, 2023; Qiao; Soberón; Petersón, 2015). MXD é o algoritmo mais utilizado em modelagens onde existem poucas informações de presença (Elith *et al.*, 2006; Fois *et al.*, 2015), o que corrobora com os resultados apresentados na Figura 4, onde o algoritmo apresentou o melhor desempenho para aquelas espécies com poucos pontos de ocorrência.

Todavia, o melhor desempenho para a espécie *V. guianensis* foi observado quando esta foi modelada por meio do algoritmo GAM, pois trata-se de modelo aditivo generalizado que permite capturar relações não lineares com o uso de funções suaves para cada variável preditora e possui uma estrutura paramétrica, tornando-o mais flexível e capaz de capturar padrões mais complexos nos dados (Guisan; Edwards; Hastie, 2002; Ingram; Vukcevic; Golding, 2020).

O algoritmo BRT apresentou o melhor desempenho para as espécies *A. desmanthum* e *C. racemosa*, e apesar de não apresentar o melhor desempenho para as outras espécies as métricas mostraram-se adequadas apresentando valores acima 0,7. Este algoritmo utiliza técnica de *boosting* que tem por objetivo melhorar a previsão do modelo, ele é capaz de selecionar variáveis importantes, ajustar funções e identificar e modelar as interações, dando vantagens preditivas sobre outros modelos (Elith; Leathwick; Hastie, 2008).

Na avaliação dos algoritmos SVM, GAU e RDF foi possível observar que apesar de seu desempenho não ser superior para nenhuma das espécies, como foi o caso dos algoritmos MXD, GAM e BRT, seu desempenho foi adequado pois seus valores métricos foram acima de 0,7. O algoritmo SVM mapeia os dados de entrada em um espaço de alta dimensão para encontrar um hiperplano que melhor separe os dados em diferentes classes, e sua eficácia depende da maximização da margem de separação das classes e a capacidade de lidar com dados não lineares usando função de Kernel ( Amiri *et al.* 2019; Cortes; Vapnil, 1995). O algoritmo GAU utiliza processos Gaussianos com interferência baysiana para fornecer estimativas probabilísticas para as previsões na região de estudo, sendo altamente flexível e capazes de modelar relações não lineares (Golding; Bethan, 2016). O RDF é um algoritmo de aprendizado de máquina desenvolvido a partir de árvores de decisão onde cada árvore é construída a partir de uma amostra *bootstrap* (Breiman, 2001). No RDF cada árvore é construída usando uma subamostra de dados e é realizada uma seleção aleatória de características em cada nó, evitando

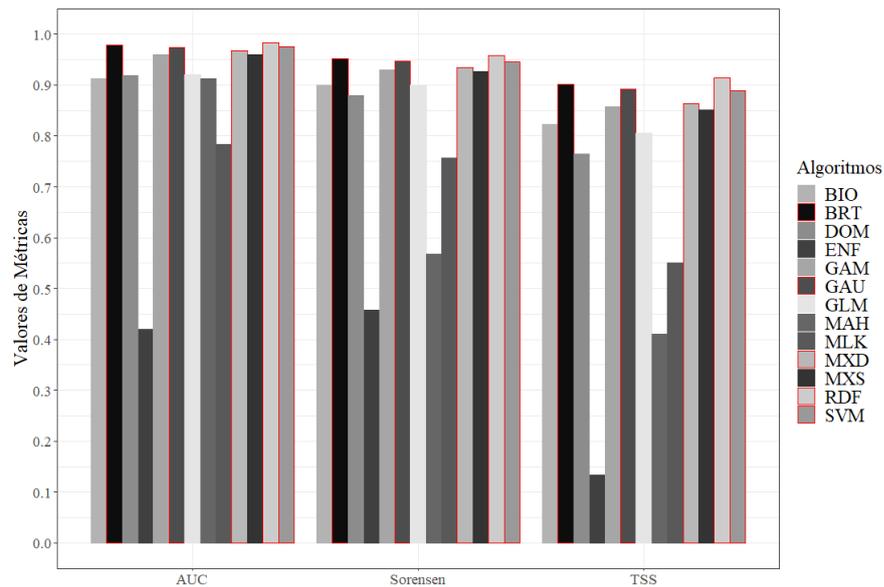
o *overfitting* (Liu *et al.*, 2013; Mi *et al.*, 2017). Além disso, este algoritmo consegue modelar interações complexas entre variáveis preditoras (Cutler *et al.*, 2007).

Na análise da média dos valores métricos para as cinco espécies, o algoritmo RDF mostrou superioridade em relação aos demais algoritmos do pacote ENMTML, apresentando valor mais próximo de 1 para todas métricas de avaliação. Este resultado concorda aos apresentados em De Aguiar *et al.* (2023), Guo *et al.* (2019), Mi *et al.* (2017), os quais indicaram um bom desempenho na utilização do RDF, quando comparados a utilização de outros algoritmos em modelagem de distribuição de *Scirtothrips dorsalis*, *Polyporus umbellatus* e três espécies de *grous asiáticos*, respectivamente.

Foi possível identificar que o desempenho dos algoritmos diferiu de acordo com as particularidades de cada conjunto de dados, tais como número de pontos ocorrência, abrangência espacial dos dados de presença e os dados da camada ambiental. Este resultado também foi observado por Qiao, Soberón e Petersón (2015) onde os autores identificaram diferenças nas previsões do modelo, e que essa diferença pode estar relacionada à sensibilidade do algoritmo, o que confirma os resultados obtidos, pois há diferença na quantidade de pontos de presença e abrangência espacial para cada espécie analisada, com isto cada algoritmo apresentou desempenho diferenciado para cada conjunto de dados utilizados.

As médias para as espécies apresentadas neste estudo, mostram semelhança àquelas obtidas individualmente para as espécies. É possível identificar que os cinco algoritmos (RDF, BRT, SVM, GAU e MXD) que apresentaram maior desempenho quando analisado a média dos algoritmos, são os mesmos que apresentaram superioridade na análise das métricas das espécies individuais, exceto o algoritmo GAM, pois apesar de apresentar superioridade para a espécie *V. guianensis* ele não se destacou entre os algoritmos restantes para as outras espécies.

Assim, os algoritmos que apresentaram melhor desempenho para todas as métricas de avaliação foram RDF (AUC =  $0,984 \pm 0,012$ ; Sorensen =  $0,958 \pm 0,018$ ; TSS =  $0,914 \pm 0,038$ ), BRT (AUC =  $0,979 \pm 0,023$ ; Sorensen =  $0,952 \pm 0,025$ ; TSS =  $0,901 \pm 0,058$ ), SVM (AUC =  $0,976 \pm 0,015$ ; Sorensen =  $0,945 \pm 0,025$ ; TSS =  $0,889 \pm 0,049$ ), GAU (AUC =  $0,974 \pm 0,020$ ; Sorensen =  $0,947 \pm 0,026$ ; TSS =  $0,892 \pm 0,058$ ) e MXD (AUC =  $0,967 \pm 0,020$ ; Sorensen =  $0,935 \pm 0,020$ ; TSS =  $0,864 \pm 0,047$ ) (Figura 5), estes algoritmos apresentaram bom desempenho para as características apresentadas pelo conjunto de dados das espécies individuais, tendo em vista que estes foram determinados a partir da média das métricas obtida para cada espécie.



**Figura 5.** Avaliação dos treze algoritmos disponibilizados no pacote ENMTML (*Bioclim* - BIO, *Mahalanobis* - MAH, *Domain* - DOM, *Generalized Linear Mode* - GLM, *Generalized Additive Models* - GAM, *Support Vector Machine* - SVM, *Boosted Regression Trees* - BRT, *Random Forest* - RDF, *Bayesian Gaussian Process* - GAU, *Maximum Likelihood* - MLK, *Maximum Entropy simple* - MXS, *Ecological Niche Factor Analysis* - ENF e *Maximum Entropy default* - MXD), de acordo com a média das métricas *Area Under the Curve* (AUC), *Sorensen* e *True Skill Statistics* (TSS), para as espécies, *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micranta*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis*. Fonte: Autores (2023).

Após a construção do modelo consenso utilizando os algoritmos RDF, BRT, SVM, GAU e MDX, a partir das métricas de AUC, TSS, índice de Sorensen, observou-se que o modelo consenso foi satisfatório para as espécies por apresentar valor superior a 0,7 valores de desvio padrão baixos (Tabela 2). Assim, pode-se dizer que a utilização da média das métricas e desvios padrão para determinar um modelo consenso para diferentes espécies pode ser uma alternativa para diminuir as incertezas geradas por cada modelo.

**Tabela 2.** Resultado das métricas *Area Under the Curve* (AUC), *True Skill Statistics* (TSS) e índice de Sorensen geradas a partir da utilização do modelo consenso utilizando os algoritmos *Random Forest* (RDF), *Boosted Regression Trees* (BRT), *Support Vector Machine* (SVM), *Bayesian Gaussian Process* (GAU), e *Maximum Entropy default* (MXD), construído a partir da análise dos treze algoritmos disponibilizados no pacote ENMTML, para as espécies, *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micranta*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis*.

Espécie	AUC	TSS	Sorensen
<i>A. desmanthum</i>	0.995 ± 0.00	0.961 ± 0.01	0.980 ± 0.00
<i>C. micranta</i>	0.965 ± 0.02	0.847 ± 0.05	0.927 ± 0.02
<i>C. racemora</i>	0.989 ± 0.00	0.932 ± 0.02	0.966 ± 0.01
<i>C. oblongifolia</i>	0.986 ± 0.00	0.916 ± 0.06	0.956 ± 0.03
<i>V. guianensis</i>	0.981 ± 0.02	0.906 ± 0.09	0.951 ± 0.05

#### 4.4 CONCLUSÃO

A partir da análise dos treze algoritmos do pacote ENMTML (*Bioclim* - BIO, *Mahalanobis* - MAH, *Domain* - DOM, *Generalized Linear Mode* - GLM, *Generalized Additive Models* - GAM, *Support Vector Machine* - SVM, *Boosted Regression Trees* - BRT, *Random Forest* - RDF, *Bayesian Gaussian Process* - GAU, *Maximum Likelihood* - MLK, *Maximum Entropy simple* - MXS, *Ecological Niche Factor Analysis* - ENF e *Maximum Entropy default* - MXD) e das métricas de *Area Under the Curve* (AUC), *True Skill Statistics* (TSS) e índice de Sorensen, é difícil encontrar um modelo ideal para as espécies, *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis*.

A partir da análise dos cinco algoritmos do pacote ENMTML, *Random Forest* (RDF), *Boosted Regression Trees* (BRT), *Support Vector Machine* (SVM), *Bayesian Gaussian Process* (GAU) e *Maximum Entropy default* (MXD) e das métricas *Area Under the Curve* (AUC), *True Skill Statistics* (TSS) e índice de Sorensen, é possível propor um modelo consenso para as espécies *A. desmanthum*, *C. micrantha*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis*. A utilização da média das métricas superiores a 0,7 para determinar um modelo consenso para diferentes espécies é uma alternativa para diminuir as incertezas geradas por cada modelo.

O desempenho dos algoritmos difere com as particularidades de cada conjunto de dados, tais como o número e abrangência espacial dos pontos ocorrência e as informações da camada ambiental.

## REFERÊNCIAS

- AIELLO-LAMMENS, M.; BORIA, R. A.; RADOSAVLJEVIC, A.; VILELA, B.; ANDERSON, R. spThin: na R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. **Ecography**, v. 38, p. 541-545, 2015. DOI 10.1111/ecog.01132.
- ALVAREZ, F.; MORANDI, P. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; EXAVIER, R.; ARAÚJO, I.; MARIANO, L. H.; MULLER, A. O.; FELPAUSCH, T. R.; MARIMON, B. S. Climate defined but not soil-restricted: the distribution of a Neotropical tree through space and time. **Plant Soil**, v. 471, p. 175-191, 2022. DOI 10.1007/s11104-021-05202-6.
- AMIRI, M.; POURGHASEMI, H. R.; GHANBARIAN, G. A.; AFZALI, S. F. Assessment of the importance of gully erosion effective factors using Boruta algorithm and its spatial modeling and mapping usinf three machine learning algorithms. **Geoderma**, v. 340, p. 55-69, 2019. DOI 10.1016/j.geoderma.2018.12.042.
- ANDRADE, A. F. A.; VELAZCO, S. J. E.; MARCO JÚNIOR, P. D. ENMTLM: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. **Environmental Modelling & Software**, v. 125, p. 104615, 2020. DOI 10.1016/j.envsoft.2019.104615.
- BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, v. 15, p. 365-377, 2012.
- BREIMAN, L. Random Forests. **Machine Learning**, v. 45, p. 5–32, 2001. DOI 10.1023/A:1010933404324.
- COLLEVATTI, R.; TERRIBILE, L. C.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; NABOUT, J. C.; OLIVEIRA, G.; RANGEL, T. F.; RABELO, S. G.; DINIZ-FILHO, J. F. A coupled phylogeographical and species distribution modelling approach recovers the demographical history of Neotropical seasonally dry forest tree species. **Molecular Ecology**, v. 21, p. 5845-5863, 2012. DOI 10.1111/mec.12071.
- CORTES, C.; VAPNIK, V. Support-vector networks. **Mach Learn**, v. 20, p. 273-297, 1995. DOI 10.1007/BF00994018,
- CRIA - Centro de Referência e Informação Ambiental. **Specieslink - simple search**, 2023. Disponível em: <https://specieslink.net/search/>. Acesso em 02 de abril de 2023.
- CUTLER, D. R.; EDWARDS JUNIOR, T. C.; BEARD, K. H.; CUTLER, A.; HESS, K. T.; GIBSON, J.; LAWLER, J. J. Random forests for classification in ecology. **Ecology**, v. 88, p. 2783-2792, 2007. DOI 10.1890/07-0539.1.
- DE AGUIAR, C. V. S.; ALENCAR, J. B. R.; DA SILVA SANTANA, G.; TELES, B. T. Prevendo a Predicting the Potential Global Distribution of Scirtothrips dorsalis (Hood) (Thysanoptera: Thripidae) with Emphasis on the Americas Using an Ecological Niche Model. **Neotrop Entomol**, v. 52, p. 512-520, 2023. DOI 10.1007/s13744-023-01038-0.

DE MARCO JUNIOR, P.; VILLEN, S.; MENDES, P.; NOBREGA, C.; CORTES, L.; CASTRO, T.; SOUZA, R. Vulnerability of Cerrado threatened mammals: an integrative landscape and climate modeling approach. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, p. 1637-1658, 2020. DOI 10.1007/s10531-018-1615-x.

DORMANN, C.F., CALABRESE, J.M., GUILLERA-ARROITA, G., MATECHOU, E., BAHN, V., BARTÓN, K., BEALE, C.M., CIUTI, S., ELITH, J., GERSTNER, K., GUELAT, J., KEIL, P., LAHOZ-MONFORT, J.J., POLLOCK, L.J., REINEKING, B., ROBERTS, D.R., SCHRÖDER, B., THUILLER, W., WARTON, D.I., WINTLE, B.A., WOOD, S.N., WÜEST, R.O. AND HARTIG, F. Model averaging in ecology: a review of Bayesian, information-theoretic, and tactical approaches for predictive inference. **Ecol Monogr**, v. 88, p. 485-504, 2018. DOI 10.1002/ecm.1309.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time, **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 677-697, 2009. DOI 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.

ELITH, J.; GRAHAM, C. H.; ANDERSON, R. P.; DURÍK, M.; FERRIER, S.; GUISAN, A.; HIJMANS, R.; HUETTMANN, F.; LEATHWICK, J. R.; LEHMANN, A.; LI, J.; LOHMANN, L. G.; LOISELLE, B. A.; MANION, G.; MORIZ, C.; NAKAMURA, M.; NAKAZAWA, Y.; OVERTON, J. M.C. ,; TOWNSEND, P.; PHILLIPS, S.; RICHARDSON, K.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; SCHAPIRE, R. E.; SOBERÓN, J.; WILLIAM, S.; WISZ, M. S.; NIKLAUS, E. Z. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, p. 129-151, 2006. DOI 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R.; HASTIE, T. A working guide to boosted regression trees. **Journal of Animal Ecology**, v. 77, p. 802-813, 2008. DOI 10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x.

ESTEVO, C. A.; NAGY-REIS, M. B.; NICHOLS, J. D. When habitat matters: Habitat preferences can modulate co-occurrence patterns of similar sympatric species. **Plos One**, v. 12, 2017. DOI 10.1371/journal.pone.0179489.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 12, p. 4302-4315, 2017. DOI 10.1002/joc.5086.

FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence model. **Environmental Conservation**, v. 24, p. 38-49, 1997. DOI 10.1017/S0376892997000088.

FIRPO, M. A. F.; GUIMARÃES, B. S.; DANTAS, L. G.; DA SILVA, M. G. B.; ALVEZ, L. M.; CHADWICK, R.; LLOPART, M. P.; DE OLIVEIRA, G. S. Assessment of CIP6 models performance in simulating presentday climate in Brazil. **Frontiers in Climate**, v. 4, 2022. DOI 10.3389/fclim.2022.948499.

FOIS, M.; FENU, G.; LOMBRAÑA, A. C.; COGONI, D.; BACCHETTA, G. A practical method to speed up the discovery of unknown populations using Species Distribution Models. **Journal for Nature Conservation**, v. 24, p. 42-48, 2015. DOI 10.1016/j.jnc.2015.02.001.

GBIF. **The Global Biodiversity Information Facility**, 2023. Disponível em: <https://www.gbif.org/pt/occurrence/search>. Acesso em: 5 de abril de 2023.

GOLDING, N.; PURSE, B. V. Fast and flexible Bayesian species distribution modelling using Gaussian processes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 598-608, 2016. DOI [doi.org/10.1111/2041-210X.12523](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12523).

GRAHAM, C. H.; ELITH, J.; HIJMANS, R.J.; GUIBAN, A.; PETERSON, A. T.; LOISELLE, B. A. The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 239-247, 2007. DOI [10.1111/j.1365-2664.2007.01408.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01408.x).

GUIBAN, A.; EDWARDS JUNIOR, T.; HASTIE, T. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. **Ecological Modelling**, v. 157, p. 89-100, 2002. DOI [10.1016/S0304-3800\(02\)00204-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00204-1).

GUO, Y.; LI, X.; ZHAO, Z.; NAWAZ, Z. Predicting the impacts of climate change, soils and vegetation types on the geographic distribution of *Polyporus umbellatus* in China. **Science of the total environment**, v. 648, p. 1-11, 2019. DOI [10.1016/j.scitotenv.2018.07.465](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.465).

INGRAM, M.; VUKCEVIC, F.; GOLDING, N. Multi-output Gaussian processes for species distribution modelling. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 1587-1598, 2020. DOI [10.1111/2041-210X.13496](https://doi.org/10.1111/2041-210X.13496).

KONOWALIK, K., NOSOL, A. Evaluation metrics and validation of presence-only species distribution models based on distributional maps with varying coverage. **Sci Rep**, v. 11, 2021. DOI [10.1038/s41598-020-80062-1](https://doi.org/10.1038/s41598-020-80062-1).

LANDA, M. L. N.; CASTRO, J. C. M.; MONTERRUBIO-RICO, T. C.; LARA-CABRERA, S. I.; PIETRO-TORRES, D. A. Predicting co-distribution patterns of parrots and woody plants under global changes: The case of the Lilac-crowned Amazon and Neotropical dry forests. **Journal for Nature Conservation**, v. 71, 2023.

LEROY, B. DELSOL, R.; HUGUENY, B.; MEYNARD, C. N.; BARHOUMI, C.; MASSIN, M. B.; BELLARD, C. Without quality presence-absence data, discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 9, p. 1994-2002, 2018. DOI [10.1111/jbi.13402](https://doi.org/10.1111/jbi.13402).

LEYS, C.; KLEIN, O.; DOMINICY, Y.; LEY, C. Detecting multivariate outliers: Use a robust variant of the Mahalanobis distance. **Journal of Experimental Social Psychology**, v. 74, p. 150-156, 2018. DOI [10.1016/j.jesp.2017.09.011](https://doi.org/10.1016/j.jesp.2017.09.011).

LIU, C.; WHITE, M.; NEWELL, G.; GRIFFOEN, P. Species distribution modelling for conservation planning in Victoria, Australia. **Ecological Modelling**, v. 249, p. 68-74, 2013. DOI [10.1016/j.ecolmodel.2012.07.003](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.07.003).

LOBO, J.; JIMÉNEZ-VALVERDE, J.; HORTAL, J. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. **Ecography**, v. 33, p. 103-114, 2010. DOI [10.1111/j.1600-0587.2009.06039.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06039.x).

MA, Y.; YOU, X. A sustainable conservation strategy of eildlife in urban ecosystems: Case of *Gallinua chloropus* in Beijing-Tianjin-Hebei region. **Ecological Informatics**, v. 68, 2022. DOI 10.1016/j.ecoinf.2022.101571.

MAITNER, B. S.; BOYLE, B.; CASLER, N.; CONDIT, R.; DONOGHUE, J.; DURÁN, S. M.; GUADERRAMA, D.; HINCHLIFF, C. E.; JORGENSEN, P. M.; KRAFT, N. J. B.; MCGILL, B.; MEROW, C.; MORUETA-HOLME, N.; PEET, R. K.; SANDEL, B.; SCHILDHAUER, M.; SMITH, S. A.; SVENNING, J. C.; THIERS, B.; VIOLLE, C.; WISER, S.; ENQUIST, B. The BIEN R package: A tool to access the Botanical Information and Ecology Network (BIEN) database. **Methods in ecology and Evolution**, v. 9, p. 373-379, 2018. DOI 10.1111/2041-210X.12861.

MI, C.; HUETTMANN, F.; GUO, Y.; HAN, X.; WEN, L. Why choose Random Forest to predict rare species distribution with few samples in large undersampled areas? Three Asian crane species models provide supporting evidence. **PeerJ**, v. 5, 2017. DOI 10.7717/peerj.2849.

MONTEVERDE, C.; DE SALES, F.; JONES, C. Evaluation of the CMIP6 Performance in Simulating Precipitation in the Amazon River Basin. **Climate**, v. 10, 2022. DOI 10.3390/cli10080122.

MOTTA, A. Z.; BRAGA, S. R.; DA SILVA, N. D. M.; CHRISTOFARO, C. Avaliação do desempenho de modelos de distribuição potencial da espécie *Wunderlichia azulensis*. In: Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2017, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: INPE Santos, 2017.

MUGO, R.; SAITOH, S. I.; IGARASHI, H.; TOYODA, T.; MASUDA, S.; AWAJI, T.; ISHIKAWA, Y. Identification of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) pelagic hotspots applying a satellite remote sensing-driven analysis of ecological niche factors: A short-term run. **PLoS One**, v.15, 2020. DOI 10.1371/journal.pone.0237742.

NDAO, B.; LEROUX, L.; HEMA, A.; DIOUF, A. A.; BÉGUÉ, A.; SAMBOU, B. Tre species diversity analysis using species distribution models: A *Faidherbia albida* parkland case study in Senegal. **Ecological Indicators**, v. 144, 2022. DOI 10.1016/j.ecolind.2022.109443.

OLIVEIRA, G.; RANGEL, T. F.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; TERRIBILE, L. C.; DINIZ-FILHO, A. F. Evaluating, partitioning, and mapping the spatial autocorrelation component in ecological niche modeling: a new approach based on environmentally equidistant records. **Ecography**, v. 37, p. 637-647, 2014. DOI 10.1111/j.1600-0587.2013.00564.x.

PEARSON, R. G.; THULLER, W.; ARAÚJO, M. B.; MARTINEZ-MEYER, E.; BROTONS, L.; MCCLEAN, C.; MILHAS, L.; SEGURADO, P.; DAWSON, T. P.; LEES, D. D. Model-based uncertainty in species range prediction. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 1704-1711, 2006. DOI 10.1111/j.1365-2699.2006.01460.x.

PHILLIPS, S.; DUDÍK, M.; ELITH, J.; GRAHAM, C. H.; LEHMANN, A.; LEATHWICK, J.; FERRIE, S. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for

background and pseudo-absence data. **Ecological Applications**, v. 19, p. 181-197, 2009. DOI 10.1890/07-2153.1.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231-259, DOI 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.

QIAO, H.; SOBERÓN, J.; PETERSON, A. T. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 10, p. 11126-1136, 2015. DOI 10.1111/2041-210X.12397.

QUIN, Y.; XIAO, X.; DONG, J.; ZHOU, Y.; WANG, J.; DOUGHTY, R. B.; CHEN, Y.; ZOU, Z.; MOORE. Annual dynamics of forest in South America during 2007-2010 at 50-m spatial resolution. **Remote Sensing of Environment**, v. 201, p. 73-87, 2017. DOI 10.1016/j.rse.2017.09.005.

RABELO-COSTA, T.; GOMES, P. W. P.; ROCHA, B. O.; CRUZ, I. L.; ALVES, R. S.; OLIVEIRA, T. R. S.; CORDEIRO, J. L. P.; FERNANDES, M. F.; LUGHADHA, E. N.; MORO, M. F. The fate of *Hologegmia*, a monospecific genus endemic to the Brazilian Caaatinga, under different future climate scenarios. **Plant Ecology and Evolution**, v. 155, p. 261-274, 2022. DOI 10.5091/plecevo.90511.

RAMOS, J. S.; TORIBIO, J. M. Assessing the effectiveness of protected areas against habitat fragmentation and loss: A long-term multi-scalar analysis in a mediterranean region. **Journal for Nature Conservation**, v. 64, 2021. DOI 10.1016/j.jnc.2021.126072.

REMYA, K.; RAMACHANDRAN, A.; JAYAKUMAR, S. Predicting the current and future suitable habitat distribution of *Myristica dactyloides* Gaertn. Using Maxent model in the Eastern Ghats, **India. Ecological Engineering**, v. 82, p. 184-188, 2015. DOI 10.1016/j.ecoleng.2015.04.053.

THUILLER, W.; GUÉGUEN, M.; RENAUD, J.; KARGER, D. N.; ZIMMERMANN, N. E. Incerteza em conjuntos de cenários de biodiversidade global. **Nat Commun**, v. 10, n. 1446, 2019. DOI 10.1038/s41467-019-09519-w.

TSOAR, A.; ALLOUCHE, O.; STEINITZ, O.; ROTEM, D.; KADMON, R. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 397-405, 2007. DOI 10.1111/j.1472-4642.2007.00346.x.

VELAZCO, S. J. E.; GALVÃO, F.; VILLALOBOS, F.; MARCO-JUNIOR, P. Using worldwide edaphic data to model plant species niches: Na assessment at a continental extent. **Plos One**, v. 12, 2017. DOI 10.1371/journal.pone.0186025.

ZHAO, Z.; GUO, Y.; WEI, H.; RAN, Q.; GU, W. Predictions of the Potential Geographical Distribution and Quality of *Gynostemma pentaphyllum* Base on the Fuzzy Matter Element Model in China. **Sustainability**, v. 9, 2017. DOI 10.3390/su9071114

## 5 MODELAGEM DA DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA

### Resumo

Estudos usando Modelos de Nicho Ecológico (ENMs) destacam a vulnerabilidade das espécies florestais às mudanças climáticas e permitem inferir sobre a necessidade de conservação. Esse trabalho objetivou analisar a distribuição das espécies florestais madeireiras *Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll. Arg., *Cariniana micranta* Ducke, *Clarisia racemosa* Ruiz & Pav., *Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth e *Vouchysia guianensis* Aubl., alvo do desmatamento, para prever os impactos das mudanças climáticas e identificar áreas para a sua conservação na Amazônia. Para isso, foram utilizadas 37 variáveis ambientais, incluindo dados climáticos e edáficos. Os modelos foram ajustados utilizando cinco algoritmos, e o desempenho foi avaliado pelas métricas *Area Under the Curve* (AUC), *True Skill Statistics* (TSS) e índice de Sorensen. A análise de desmatamento foi realizada a para dados acumulados ao longo de 14 anos. O estudo apontou que sob o cenário mais pessimista das previsões considerando que continuaríamos com altas emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) pelo uso de combustíveis fósseis, SSP5-8.5, as perdas de áreas com potencial de ocorrência para as espécies estudadas foram mais significativas. Além das perdas causadas pelas mudanças climáticas, também é prevista a perda de áreas adequadas devido ao desmatamento. A partir do estudo são recomendadas políticas de conservação *in situ* e redução do desmatamento para a perpetuação das espécies florestais analisadas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Conservação; modelagem de nicho; mudanças climáticas.

### Abstract

Studies using Ecological Niche Models (ENMs) highlight the vulnerability of forest species to climate change and allow us to infer about the conservation needs. This work aimed to analyze the distribution of timber forest species *Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll. Arg., *Cariniana micranta* Ducke, *Clarisia racemosa* Ruiz & Pav., *Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth e *Vouchysia guianensis* Aubl., which are targets of deforestation, in order to predict the impacts of climate change and identify areas for their conservation in the Amazon. For this purpose, 37 environmental variables were used, including climatic and edaphic. The models

were fitted using five algorithms, and their performance was evaluated by the metric Area Under the Curve (AUC), True Skill Statistic (TSS), and Sorensen Index. The deforestation analysis was conducted for data accumulated over a period of 14 years. The study indicated that under the most pessimistic scenario of predictions, considering continued high emissions of GreenHouse Gases (GHG) from the use of fossil fuels, SSP5-8.5, the losses of areas with potential occurrence for the studied species were more significant. In addition to the losses caused by climate change, the loss of suitable areas due to deforestation is also predicted. Therefore, in situ conservation policies and deforestation reduction are recommended for the perpetuation of the analyzed forest species.

**KEYWORDS:** Conservation, niche modeling; climate change.

## 5.1 INTRODUÇÃO

O ecossistema Amazônico possui um papel importante na conservação da biodiversidade e regulação do clima do planeta, pois ela abriga a maior floresta tropical úmida, a qual tem sido fortemente devastada (Artaxo *et al.*, 2022; Foley *et al.*, 2023; Val; Wood, 2022). A manutenção e a conservação da biodiversidade no planeta tem sido um dos maiores desafios das últimas décadas (Alexin; Lopes, 2022; Green *et al.*, 2019; Linares, 2022). A perda e a fragmentação da biodiversidade estão relacionadas à fatores como, desmatamento, queimadas, domínio de espécies invasoras e/ou exóticas, ações antrópicas e principalmente, aquelas que influenciam as mudanças climáticas (Arneth *et al.*, 2022; Sintayehu, 2018; Habibullah *et al.*, 2022).

O desmatamento na Amazônia ocasiona a degradação ambiental e por consequência a diminuição das espécies e dos recursos naturais na região (Silva, 2021). Durante o ano de 2022, o aumento do desmatamento na Amazônia brasileira foi em torno de 12.480 km<sup>2</sup>, apresentando um aumento em torno de 2,3% quando comparado ao ano de 2021 (12.188 km<sup>2</sup>) (INPE, 2023). A floresta tropical é altamente heterogênea o que a torna um sistema complexo que dificulta o monitoramento das espécies, e a obtenção de informações adicionais sobre mortalidade, crescimento e regeneração natural e o impacto das mudanças climáticas (Jardim, 2015; Dionísio *et al.*, 2018; Dionísio *et al.*, 2020; Martins *et al.*, 2018).

Diversos estudos evidenciam a vulnerabilidade das espécies florestais às mudanças climáticas (Jump *et al.*, 2017), como as alterações em seu habitat natural, e mudanças no regime pluviométrico da região levando a estações secas e chuvosas muito mais intensas e mais longas, o que pode ocasionar alterações na distribuição dessas espécies dentro de um ecossistema

(Pilotto *et al.*, 2023; Sierra *et al.*, 2023; Tomaz *et al.*, 2022). A vulnerabilidade das áreas florestais às mudanças de uso da terra e do clima, tem implicações significativas para a sua conservação e manejo, bem como na compreensão dos impactos das mudanças climáticas ao ecossistema natural (Metzger *et al.*, 2006; Chishugi *et al.*, 2021). As espécies arbóreas possuem características genéticas específicas que podem limitar sua capacidade de se adaptar rapidamente às mudanças ambientais, como o ciclo longo do crescimento vegetativo até o período de reprodução e formação da semente (Bellard *et al.*, 2012).

Uma forma de monitorar essas mudanças é por meio de ferramentas como os Modelos de Nicho Ecológico (ENMs). Esses modelos permitem acompanhar no tempo e no espaço as previsões de distribuição de espécies e habitats para cenários futuros (Andrade, Velazco e Marco Júnior *et al.*, 2020; Elith e Leathwick, 2009; Ma; You, 2022; Souza *et al.*, 2022). A modelagem de distribuição de espécies permitiu identificar as áreas de presença da *Platanus orientalis L.* e inferir sobre a relevância do seu papel na economia, cultura e ecossistemas florestais. A espécie *P. orientalis L.* será afetada pelas mudanças climáticas, podendo chegar até a sua extinção caso não haja o desenvolvimento de estratégias para sua conservação (Aksou, 2022).

Para prever a distribuição geográfica de morcegos na Europa e Ásia com o uso do pacote ENMTools a partir da modelagem de nicho ecológico, utilizou-se as relações climáticas e paisagísticas. Os resultados mostraram que os efeitos das mudanças climáticas e das mudanças no uso e cobertura do solo tornaram a presença da espécie mais fragmentada (Muylaet *et al.*, 2022). A aplicação dos ENMs é uma ferramenta importante a ser utilizada na avaliação do estado de ameaça das espécies.

O objetivo desse trabalho foi analisar a distribuição potencial das espécies florestais madeireiras da Amazônia, *Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll. Arg., *Cariniana micranta* Ducke, *Clarisia racemosa* Ruiz & Pav., *Couratari oblongifolia* Ducke & Knuth e *Vouchysia guianensis* Aubl. e apresentar os efeitos das mudanças climáticas globais sobre na região do estudo, para o período base quanto para os cenários futuros, bem como, identificar as áreas com maior adequabilidade climática para a conservação das espécies.

## 5.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido a partir da análise da distribuição de ocorrência das espécies *Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll.Arg., *Cariniana micranta* Ducke., *Clarisia racemosa* Ruiz. & Pav., *Couratari oblongifolia* Ducke. & Knuth. e *Vouchysia guianensis* Aubl.. As informações das espécies vegetais estudadas foram obtidas no banco de dados do Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA, <https://specieslink.net/>; acessado 01 de março 2023), por meio da rede *SpeciesLink* e pelo *Global Biodiversity Information Facility* GBIF, <https://www.gbif.org/>; acessado em 01 de março 2023), do Centro de Referência em Informação Ambiental, por meio da rede *SpeciesLink*, e do banco de dados *Botanical Information and Ecology Network* (BIEN, versão 1.2.6) disponibilizado no software R (versão 4.2.) (<https://bien.nceas.ucsb.edu/bien/biendata/>; Maitner *et al.*, 2017).

Para a modelagem foi utilizado os dados para a América do Sul, porém os resultados da modelagem foram limitados a Amazônia brasileira. Os dados passaram por uma checagem rigorosa manual, foram excluídos os pontos de distribuição que não possuíam informações de coordenadas geográficas, pontos duplicados e *outliers*. Além disso, foi realizada a verificação do nome científico das espécies na plataforma *Tropicos connecting the world to botanical data since* (<https://www.tropicos.org/name/Search?name=>). A concentração destes pontos foi verificada a partir da Estimativa de Densidade Kernel (KDE), que foi obtida a partir da extensão de interpolação ‘Mapa de Calor’ com a função *Epanechnikov* e raio de 1° (~111 km) no QGIS (versão 3.22.8).

### 5.2.2 Variáveis ambientais

O desenvolvimento dos Modelos de Nicho Ecológico (ENMs) foi realizado por meio da utilização um total de 37 variáveis ambientais, nas quais compreenderam 19 variáveis bioclimáticas e 9 variáveis edáficas (Tabela 3). Os dados de clima foram extraídos da base do *WorldClim* versão 2.1 que abrangem um intervalo temporal de 30 anos (1970 – 2000) e utilizam dados de 9.000 a 60.000 estações meteorológicas (Fick; Hijmans, 2017). As variáveis bioclimáticas reúnem medidas de temperaturas mínimas, médias, máximas e precipitação

pluvial, disponibilizadas no banco de dados *WorldClim* (<https://www.worldclim.org/>) com resolução temporal de 2,5 minutos ou  $\sim 0,041^\circ$  ( $\sim 4 \text{ Km}^2$  por pixel).

A predição dos dados climáticos dos cenários futuros foi realizada a partir da média (Dorman *et al.*, 2018) das projeções de mudanças climáticas do sexto relatório do IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas) dos modelos de circulação atmosférica HadGEM-GC31-LL (Firpo *et al.*, 2020) IPSL-CM6Ä-LR (Firpo *et al.*, 2020) e MIROC6 (Monteverde *et al.*, 2022) para dois períodos 2021-2040, 2041-2060. Além disso, consideramos dois Caminhos Socioeconômicos Compartilhados (SSP): SSP2-4.5, que prevê que haja um aumento de até  $2,5^\circ\text{C}$  e SSP5-8.5 que prevê uma aumento de até  $3^\circ\text{C}$  até 2060 (Finck; Hujmans, 2017; IPCC, 2021) na temperatura global.

**Tabela 3.** Variáveis bioclimáticas selecionadas para uso na modelagem da predição de ocorrência das espécies, *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micranta*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis* e sua correspondente variável.

Variável	Unidade
Temperatura Média Anual	( $^\circ\text{C}$ )
Intervalo Diurno Médio (Média do mês (temp. máx – temp. mín.))	( $^\circ\text{C}$ )
Isotermalidade (BIO2/BIO7) (*100)	( $^\circ\text{C}$ )
Sazonalidade da Temperatura (desvio padrão *100)	( $^\circ\text{C}$ )
Temperatura máxima do mês mais quente	( $^\circ\text{C}$ )
Temperatura mínima do mês mais frio	( $^\circ\text{C}$ )
Faixa Anual de Temperatura (BIO5-BIO6)	( $^\circ\text{C}$ )
Temperatura média do trimestre mais úmido	( $^\circ\text{C}$ )
Temperatura média do trimestre mais seco	( $^\circ\text{C}$ )
Temperatura Média do Trimestre Mais Quente	( $^\circ\text{C}$ )
Temperatura média do trimestre mais frio	( $^\circ\text{C}$ )
Precipitação Anual	(mm)
Precipitação do mês mais úmido	(mm)
Precipitação do Mês Mais Seco	(mm)
Sazonalidade de Precipitação (Coeficiente de Variação)	(mm)
Precipitação do trimestre mais úmido	(mm)
Precipitação do trimestre mais seco	(mm)
Precipitação do Quarto Mais Quente	(mm)
Precipitação do trimestre mais frio	(mm)

Fonte: *WorldClim* (2023), adaptada pelos autores.

O efeito das variáveis edáficas foi representado por nove variáveis para duas profundidades do solo (0-20 cm, 20-40 cm), totalizando assim 18 variáveis relacionados às propriedades físicas e químicas do solo (Tabela 4; FAO e IIASA, 2023). Estes dados estão disponíveis no *Harmonized World Soil Database* com resolução espacial de  $1\text{km}^2$  (30 segundos) (versão 2.0; FAO e IIASA, 2023)

(<https://www.fao.org/documents/card/en/c/cc3823en>). Foram utilizadas variáveis edáficas para melhor modelar o ENMs, visto que os atributos do solo podem predominar como determinantes na modelagem de espécies vegetais (Alvarez *et al.*, 2021; Collevatti *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2014; Velazco *et al.*, 2017). Adicionalmente, a resolução espacial destas variáveis foi reduzida para 2,5 minutos ou  $\sim 0,041^\circ$  ( $\sim 4 \text{ Km}^2$  por pixel), a mesma resolução dos dados climáticos.

**Tabela 4.** Variáveis edáficas utilizadas como preditoras em ENMs para as espécies *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micranta*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis*.

Variável	Unidade
Densidade aparente	(g/cm <sup>3</sup> )
Teor de argila	(%)
Fragmentos grosseiros	(%)
Teor de areia	(%)
Teor de silte	(%)
Teor de Carbono orgânico	(g/kg)
pH em H <sub>2</sub> O	
Capacidade de troca catiônica do solo (cmol <sub>c</sub> /Kg)	(cmol <sub>c</sub> /Kg)
Probabilidade prevista de ocorrência do horizonte	(%)

Fonte: FAO e IIASA (2023), adaptada pelos autores.

### 5.2.3 Construção e análise do modelo preditivo

O processamento dos dados foi realizado por meio do pacote ENMTML - *Create Ecological Niche Models with TheMetaLand EcologyLab* (Andrade; Velazco; Marco Júnior *et al.*, 2021) do software RStudio, ferramenta integrada ao software R (versão 4.2) e para o uso foi necessário a extensão *Rtools* (versão 4.2). O pacote ENMTML disponibiliza modelos com metodologias diferentes e desenvolvidas no campo da ENMs que são divididas na etapa de pré-processamento, processamento e pós-processamento e oferece diferentes tipos de algoritmos para a construção de modelos de nicho ecológico individuais e combinados.

Na primeira etapa, conhecida como pré-processamento, utilizou-se os dados de pontos de ocorrência georreferenciados checados e as variáveis ambientais. Apesar da checagem rigorosa dos dados de presença, muitas vezes estes dados apresentam vieses amostrais devido a amostragem concentradas em locais de fácil acesso. Assim, com o objetivo de diminuir a autocorrelação dos dados espacialmente, a extensão das localidades de ocorrência foi reduzida em 5 km, utilizando o argumento "*thin\_occ*" (Andrade; Velazco; Marco Júnior *et al.*, 2020) a partir do pacote "*spThin*" (Aiello-Lammens *et al.*, 2015). Com o objetivo de evitar o viés

amostral, os dados foram particionados em 4 dobras a partir do método *K-fold* e foi realizada a validação de acordo com o total de dobras (Fielding; Bell, 1997).

Os dados das variáveis climáticas apresentam uma alta colinearidade, o que é indesejável no processo de modelagem (De Marco *et al.*, 2020). Para reduzir essa colinearidade foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA) e foram selecionados os quatorze componentes principais que mais contribuíram para a análise, como a camada ambiental, os quais explicaram > 95% das variações nos dados originais (Andrade; Velazco; Marco Júnior *et al.*, 2020; De Marco *et al.*, 2020; Velazco *et al.*, 2017).

Devido à falta de dados de ausência de ocorrência das espécies estudadas, utilizamos a metodologia de combinação geográfica e ambiental (Lobo *et al.*, 2010) para alocarmos as pseudo-ausências e os *backgrounds*. Para alocação dos *backgrounds* foi delimitado um *buffer* de 50km em torno dos pontos de presença, e todas as localidades que não possuíam semelhança com os pontos de presença foram extraídas como possível plano de fundo para seleção da pseudo-ausência, estes locais sem similaridade foram agrupados por *K-mean* e usados para selecionar uma amostra representativa (Senay *et al.*, 2013). Adicionalmente, com o objetivo em manter a homogeneidade na distribuição das pseudo-ausências, determinou-se que o número de pseudo-ausência seria igual ao número de presença (Zaniewski; Lehmann; Overton, 2002).

Na etapa de processamento, primeiramente foram testados os treze algoritmos disponibilizados no pacote ENMTML e foi realizada uma análise das médias dos valores métricos AUC, TSS e Índice de Sorensen para cada algoritmo, considerando as cinco espécies estudadas. Em seguida, foram selecionados os cinco algoritmos que apresentaram melhor desempenho. Assim, o ajuste do modelo consenso foi realizado a partir dos algoritmos: *Random Forest* – RDF, *Boosted Regression Trees* – BRT, *Support Vector Machine* - SVM, *Bayesian Gaussian Process* - GAU e *Maximum Entropy Default* – MXD. O modelo consenso foi gerado a partir do método PCA, onde utiliza-se o primeiro componente principal para geração do mapa final (Thuiller, 2004).

No pós-processamento, realizou-se a avaliação do desempenho preditivo do modelo consenso a partir das métricas *Area Under the Curve* – AUC (Fielding; Bell, 1997), *True Skill Statistics* – TSS (Allouche *et al.*, 2006) e Índice de Sorensen (Leroy *et al.*, 2018). O estabelecimento da faixa de adequação se deu pelo valor limiar que maximiza o índice TSS (Allouche *et al.*, 2006), em células com valor igual a 1 indica área de adequabilidade e 0 áreas que não apresentam adequabilidade para a ocorrência das espécies. Modelos que apresentaram métricas com valores acima de 0,7 foram considerados satisfatórios (Allouche *et al.*, 2006; Thuiller *et al.*, 2019).

#### 5.2.4 Análise das perdas das áreas com adequabilidade ambiental por desmatamento

A perda das áreas por desmatamento acumulado ao longo de 14 anos (2008 - 2022) foi quantificada para as áreas potenciais de ocorrência das espécies *A. desmanthum*, *C. micrantha*, *C. oblongifolia*, *C. racemosa*, *V. guianensis* na Amazônia brasileira com o objetivo de obter-se a subtração destas áreas, pois a probabilidade de ocorrência de espécies florestais diminui em áreas desmatadas. Para isto, foram utilizados dados de desmatamento acumulado disponibilizados pelo INPE (2023), do Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite – PRODES ([terrabrazilis.dpi.inpe.br/downloads/#cat\\_5](http://terrabrazilis.dpi.inpe.br/downloads/#cat_5)).

### 5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

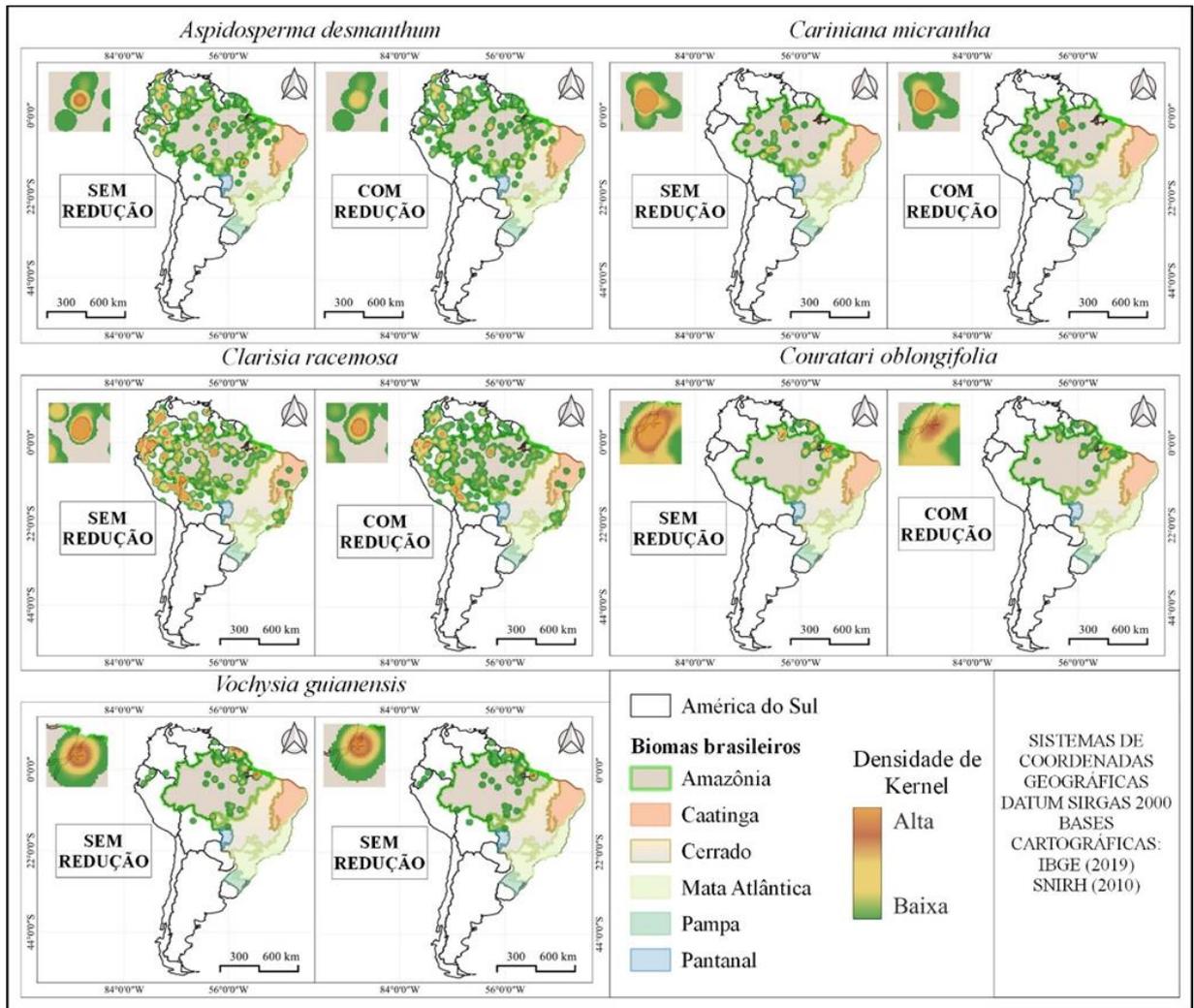
#### 5.3.1 Análise da distribuição de ocorrência das espécies

Após o processo de limpeza manual dos dados de ocorrência das espécies, restaram 249 pontos de ocorrência de *A. desmanthum*, 120 pontos de *C. micrantha*, a *C. racemosa*, apresentou 852 pontos, *C. oblongifolia* 110 e *V. guianensis* apresentou 115 pontos de ocorrência (Tabela 5). Estes pontos estão distribuídos em países que compõe a Amazônia Internacional, porém foi observado que a concentração está na Amazônia, localizado no Brasil (Figura 6).

**Tabela 5.** Quantidade de pontos de ocorrência georreferenciados após a checagem para as espécies madeireiras *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis* e a quantidade de pontos de ocorrência após a redução espacial das áreas de ocorrência para 5km por meio do pacote SpThin.

ESPÉCIE	NÚMERO DE PONTOS	
	SEM REDUÇÃO ESPACIAL	COM REDUÇÃO ESPACIAL
<i>Aspidosperma desmathum</i>	249	203
<i>Cariniana micrantha</i>	120	58
<i>Clarisia racemosa</i>	852	455
<i>Couratari oblongifolia</i>	110	71
<i>Vouchysia guianensis</i>	115	75

Fonte: Autores (2023).



**Figura 6.** Distribuição geográfica e estimativa de densidade de Kernel (KDE) das espécies *Aspidosperma desmanthum desmanthum*, *Carinianda micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vochysia guianensis* na América do Sul, sem redução espacial e com redução espacial de 5km. Fonte: Autores (2023).

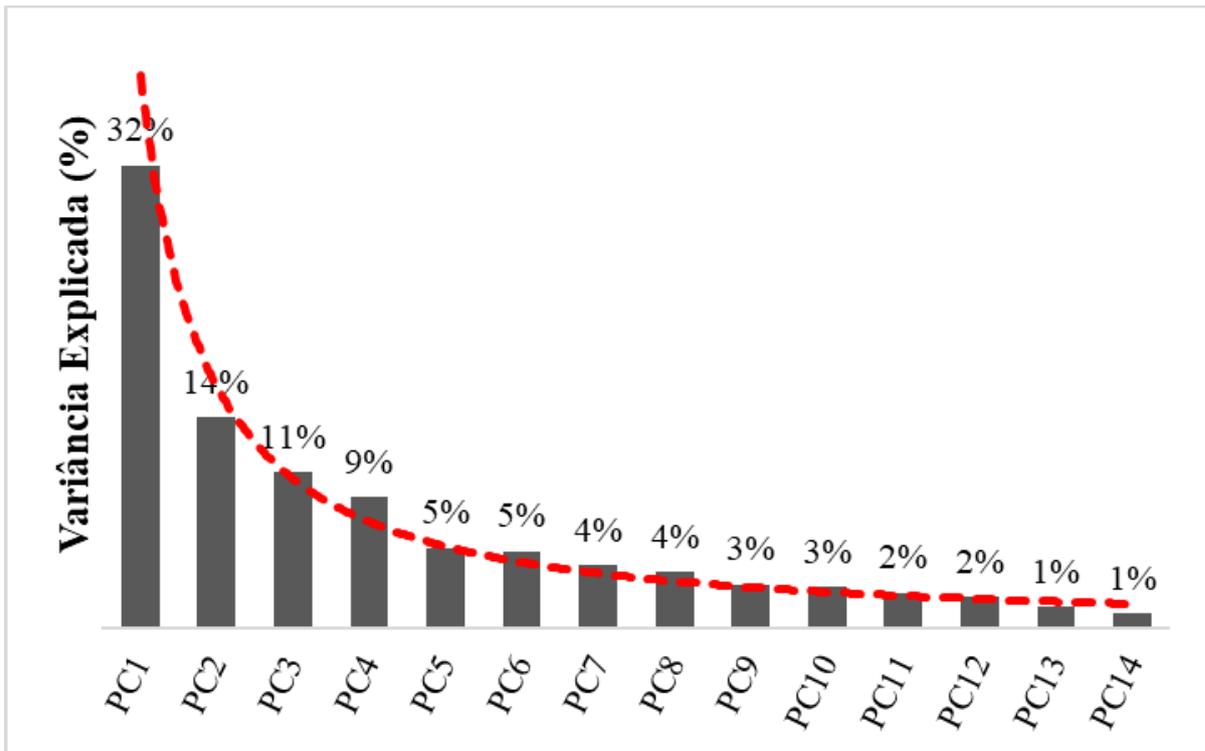
Apesar da notória redução de pontos de ocorrência amostrados após a limpeza manual, observou-se que alguns destes pontos de ocorrência estavam concentrados próximos a locais de fácil acesso, o que é indesejável. A concentração de registros pode gerar viés de amostragem que influenciam no desempenho do modelo gerando sub e/ou superestimativas na modelagem, e por conseguinte, o aumento da autocorrelação espacial (Aiello-Lammens *et al.*, 2015; Boria *et al.*, 2014; Sillero; Barbosa, 2020).

Após aplicar a redução espacial de 5km a partir do pacote *spThin* às espécies, notou-se uma redução espacial entre os pontos de ocorrência, o que diminuiu a autocorrelação entre eles. Foi possível identificar que as espécies *A. desmathum*, *C. micrantha*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianenses* apresentaram diminuição de 18%, 52%, 47%, 35%, 35%, respectivamente, nos pontos de ocorrência (Tabela 5). Essa redução foi observada

principalmente próximos a estradas, instituições de pesquisa regiões pertencentes a Amazônia internacional. A redução espacial não excluiu as localizações com novas condições, mas diminuiu a agregação dos pontos na localidade (Aiello-Lammens *et al.*, 2015; Boria *et al.*, 2014). Esta redução é observada igualmente na Figura 6, onde a KDE apresenta essencialmente como base a intensidade da coloração, a cor laranja indica maior densidade e a verde indica menor densidade de pontos de ocorrência em um raio de 111 km.

### **5.3.2 Análise variáveis ambientais**

A partir da Análise dos Componentes Principais (PCA) extraiu-se do conjunto de dados disponível as informações relevantes e gerou 37 novas variáveis ambientais (Abdi; Williams, 2010). Dentre os Componentes Principais (PCs) gerados, foram selecionados os quatorze primeiros que somados representaram 97% da variabilidade total dos dados. O primeiro e o segundo PC foram aqueles que melhor explicam a variação, representando 32% e 14%, respectivamente, da variabilidade total do banco de dados (Figura 7). A partir da análise da variação dos dados ambientais utilizados, e dos autovetores (ANEXO C e D) que compõe a PC1, a sazonalidade da temperatura foi a variável mais expressiva dentre as variáveis ambientais apresentando o maior autovetor (autovetor = 0,2432). A PC2, o autovetor mais expressivo foi o teor de areia para as profundidades 0 - 20 m abaixo da superfície, apresentando valores em torno de 0,3383. Entre os autovalores mais expressivos para as quatorze PCs, estão valores relacionados a características edáficas, precipitação e temperatura.



**Figura 7.** Gráfico de variância dos quatorze Componentes Principais (PC) que melhor representaram a variação dos dados bioclimáticos e edáficos em conjunto.

A sazonalidade da temperatura refere-se às variações regulares e previsíveis da temperatura ao longo do ano, com períodos de aumento ou diminuição ao longo do período de análise. Esta variável desempenha um papel importante na ocorrência e distribuição das espécies florestais, pois influencia o crescimento, a fenologia, a dormência e sobrevivência das plantas (McMeans *et al.*, 2020). Quanto as características edáficas, o teor de areia é um importante elemento na capacidade de percolação da água da chuva e, por consequência afeta a retenção de água para as plantas, assim como, na disponibilidade de nutrientes no solo (Bordoloi *et al.*, 2019).

### 5.3.3 Áreas de adequação ambiental para o período referência e cenários futuros

As áreas potenciais para ocorrência das espécies *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micranta*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vochysia guianensis* geradas a partir da utilização do pacote ENMTML são apresentadas na Figura 8. Os resultados demonstram que no cenário base todas as espécies apresentaram áreas de adequação ambiental na Amazônia brasileira. As espécies *A. desmanthum* e *C. racemosa* apresentaram as maiores áreas de adequação ambiental, com aproximadamente 4.136.188 km<sup>2</sup> e 4.093.816 km<sup>2</sup>, respectivamente, 98% e 97% da área total da Amazônia. A espécie *C. micranta* apresentou uma área de

adequação ambiental de aproximadamente 2.465.926 km<sup>2</sup>, onde 30% dessa está localizada no estado do Amazonas, enquanto que a área da espécie *V. guianensis* foi de 2.999.466 km<sup>2</sup>. *C. oblongifolia* foi a espécie que apresentou menor área de adequabilidade ambiental na Amazônia brasileira, sua área abrangeu aproximadamente 2.224.906 km<sup>2</sup> (Tabela 7).

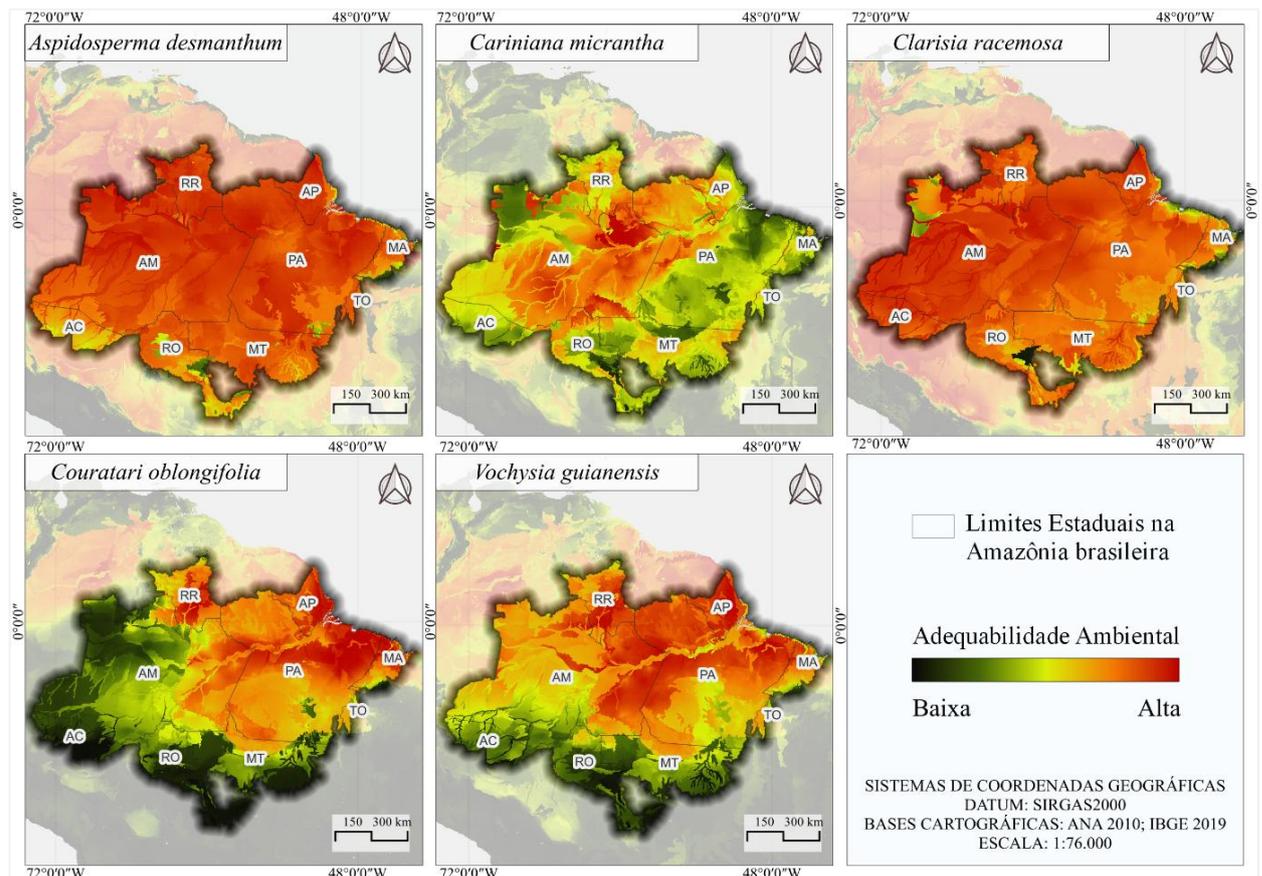


Figura 8. Adequabilidade ambiental para o cenário base (1970 – 2000). Fonte: Autores (2023).

### 5.3.4 Áreas de adequação ambiental para os cenários futuros

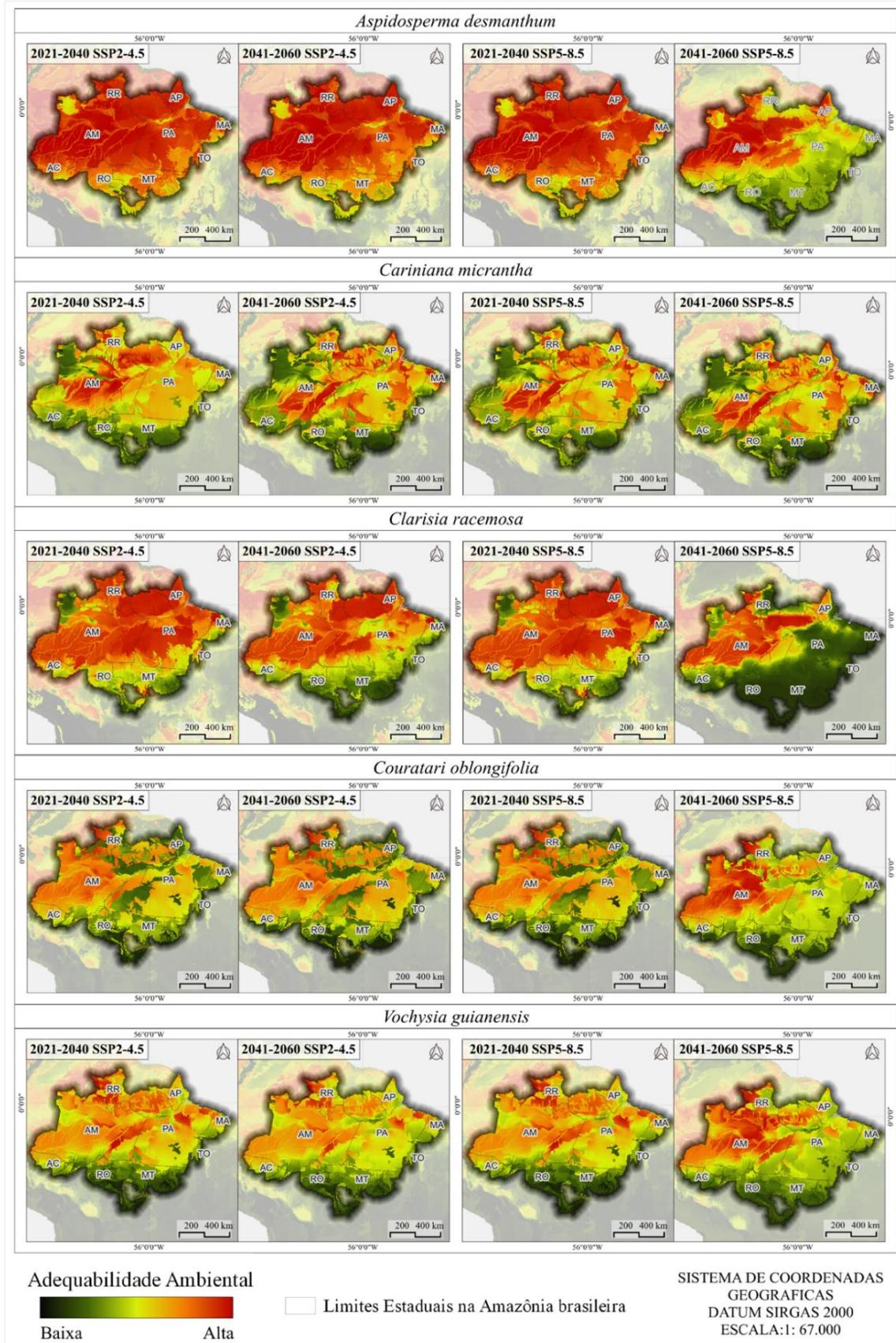
A área de adequabilidade ambiental de ocorrência das espécies na Amazônia brasileira para os períodos 2021-2040 e 2041-2060, em relação ao período base, podem ser observadas para os cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5, na Tabela 7. *A. desmanthum*, mesmo sofrendo perdas nas estimativas para cenários futuros, ainda apresentou maior área total de adequabilidade nos períodos estudados comparativamente as demais espécies (*C. micrantha*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis*). A área estimada da espécie foi de 4.102.344 km<sup>2</sup> no cenário

intermediário, SSP2-4.5, para o período de 2021-2040, embora a espécie apresente uma redução de 33.844 km<sup>2</sup>, que equivale a 1% da área de nicho no período base, continuou com a área superior as demais espécies. Para o período de 2041-2060 a área reduzida foi de 2%. As estimativas sob o cenário SSP5-8.5 inferem que as perdas de área para a espécie foram mais significativas para o cenário mais pessimista, observou-se a redução de 48.862 km<sup>2</sup> no período de 2021-2040, aproximadamente 1% da área estimada no período base e 2.446.345 km<sup>2</sup> no período de 2041-2060, aproximadamente 41% (Tabela 7; Figura 9).

**Tabela 6.** Área com adequação ambiental para a ocorrência das espécies florestais madeireiras *Aspidosperma desmanthum*, *Cariania micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vochysia guianensis* de acordo com dois cenários climáticos (SSP2-4.5 e SSP5-8.5) para dois períodos de 2021-2040 e 2041-2060 em km<sup>2</sup> e a redução dessas áreas em relação ao período base em %.

Espécies	Período base	SSP2-4.5			
		2021-2040	%	2041-2060	%
<i>Aspidosperma desmanthum</i>	4.136.188	4.102.344	-1	4.067.493	-2
<i>Cariania micrantha</i>	2.465.926	2.628.901	+7	2.448.709	-1
<i>Clarisia racemosa</i>	4.093.816	3.544.000	-13	2.889.697	-29
<i>Couratari oblongifolia</i>	2.224.906	2.484.873	+12	2.472.128	+11
<i>Vochysia guianensis</i>	2.999.466	2.892.412	-4	2.596.902	-13
Espécies	Período base	SSP5-8.5			
		2021-2040	%	2041-2060	%
<i>Aspidosperma desmanthum</i>	4.136.188	4.087.326	-1	2.450.481	-41
<i>Cariania micrantha</i>	2.465.926	2.599.843	+5	2.393.141	-3
<i>Clarisia racemosa</i>	4.093.816	3.454.992	-16	1.548.902	-62
<i>Couratari oblongifolia</i>	2.224.906	2.431.419	+9	1.803.522	-19
<i>Vochysia guianensis</i>	2.999.466	2.796.509	-7	1.886.705	-37

(-) perda; (+) ganho



**Figura 9.** Adequabilidade ambiental das espécies *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vochysia guianensis* para dois períodos distintos e os Caminhos Compartilhados de Desenvolvimento Socioeconômico SSP2-4.5 e SSP5-8.5. Fonte: Autores (2023).

As áreas de nicho das espécies *C. micrantha* e *C. oblongifolia* tendem a aumentar para ambos os cenários no período de 2021-2040 na Amazônia brasileira. A espécie *C. micrantha* apresentou um aumento de 7% no cenário SSP2-4.5 e 5% no cenário SSP5-8.5, em relação ao cenário base, entretanto, para o período de 2041-2060 foi estimado que a espécie perca 1% de sua área sob o cenário SSP2-4.5 e 3% no cenário SSP5-8.5. Estes resultados revelam que a espécie *C. micrantha* apresentou menor variação de área nos cenários de emissão de GEE estudados, demonstrando-se como a mais resiliente entre as espécies analisadas. *C. micrantha* é conhecida na Amazônia por suas sementes apresentar facilidade de germinar e sobreviver em clareiras.

Apesar da espécie *C. oblongifolia* apresentar aumento de 12% e 9% nos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5, respectivamente, no período 2021-2040, observou-se a perda de 19% da área de adequação ambiental no período de 2041-2060 sob o cenário SSP5-8.5. Diferença significativa em relação à área estimada no cenário SSP2-4.5, onde foi previsto a expansão de 11% sobre a área no período 2041-2060 (Figura 9).

O nicho estimado para a espécie *C. racemosa* na Amazônia brasileira sob o cenário intermediário (SSP2-4.5) prevê uma perda de aproximadamente 549.816 km<sup>2</sup> até 2040, o equivalente a 13% da área estimada no período base. Até 2060 foi previsto que a área perdida seja em torno de 1.204.119km<sup>2</sup> (29%), mais que o dobro da área prevista anteriormente. No cenário pessimista, SSP5-8.5, foi previsto a redução de 16% da área com adequabilidade para a ocorrência da espécie no período de 2021-2060, e 62% entre 2041-2060. A espécie *C. racemosa* demonstrou-se mais sensível as condições ambientais sob diferentes cenários de emissão de GEE, a previsão aponta que a perda no cenário SSP5-8.5 foi 33% maior do que a prevista para o cenário intermediário no período 2041-2060 (Figura 9).

Foram estimadas perdas de área de nicho para a espécie *V. guianensis* sob cenário intermediário (SSP2-4.5) e pessimistas (SSP5-8.5) nos dois períodos analisados. Sob o cenário pessimista a redução da área de nicho foi mais significativa que as áreas estimadas a partir do cenário intermediário. A espécie *V. guianensis* apresentou a perda 7% e 37% para os períodos de 2021-2040 e 2041-2060, respectivamente. No cenário intermediário estimou-se a redução de 4% e 13%, para os mesmos períodos, respectivamente (Figura 9).

Verificou-se no cenário SSP5-8.5, que as espécies sofreram perdas mais expressivas quando comparadas ao cenário SSP2-4.5 (Figura 9). No cenário SSP2-4.5 há previsões de um aumento nas emissões de GEE moderado, mesmo com a adoção de políticas de mitigação das mudanças climáticas. Para o cenário SSP5-8.5 as emissões foram consideradas mais altas e

menos sustentáveis em comparação aos outros cenários. O mundo está caminhando para um cenário SSP5-8.5, que prevê um aumento de 1,9 °C a 3 °C até 2060 (IPCC, 2021), devido ao aumento contínuo das emissões de CO<sub>2</sub>, causados principalmente pela queima de combustíveis fósseis, desmatamento e processos industriais. Para *Urena lobata* L., os estudos de modelagem ecológica mostram a extinção da espécie até 2070, para o cenário mais pessimista (SSP5-8.5) (Gomes *et al.*, 2022).

Existe uma variabilidade de emissões entre a região da Amazônia Oriental e Ocidental, no caso da Oriental, observou-se uma redução significativa das áreas de ocorrência das espécies *A. desmanthum*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis* (Figura 9), área coincidente ao “arco do desmatamento”, onde também tem ocorrido expansão da agricultura e pecuária. As taxas de emissões GEE mais altas contribuem para o aquecimento global e para os efeitos associados, como: aumento de temperatura, mudanças nos padrões de chuva e eventos climáticos extremos (Brandão; Barata; Nobre, 2022).

A migração de espécies florestais da Amazônia Oriental para outras regiões tem sido observada como resposta às mudanças climáticas, principalmente devido ao aumento da temperatura e as alterações nos padrões de chuva (Gomes *et al.*, 2019). Essas alterações podem levar à diminuição da disponibilidade de água em algumas áreas, afetando a sobrevivência de espécies vegetais, animais e insetos que migram e fazem parte da manutenção do ecossistema. As perdas de espécies amazônicas provocadas pelas mudanças climáticas e desmatamento até 2050, foi relatada em 30% e 47%, considerando os SSP1-2.6 e SSP5-8.5, respectivamente, e a região da Amazônia Oriental é relatada como a mais afetada na análise (Gomes *et al.*, 2019). As áreas mais vulneráveis à perdas ambientais estão localizadas no Pará, onde apresenta um alto desmatamento e são observados aumentos de temperatura e tendências de diminuição na precipitação (Carvalho *et al.*, 2020).

Apesar das espécies florestais serem conhecidas como resilientes, nos últimos anos observou-se um crescimento significativo na ocorrência de eventos climáticos extremos em períodos mais curtos, como por exemplo, secas prolongadas e chuvas extremas, fazendo com que essas espécies necessitem se adaptar rapidamente para sobreviver. Alguns indivíduos possuem características genéticas específicas que podem limitar sua capacidade de se adaptar rapidamente às mudanças. Considerando a seleção natural dentro das populações naturais de plantas, as mudanças climáticas podem atuar como agente de seleção reduzindo sua diversidade genética, fluxo gênico e a capacidade de adaptação a eventos extremos (Naranjo *et al.*, 2022).

Após a seca de 2005 as florestas Amazônia diminuíram, e essa redução foi observada principalmente nas áreas que apresentaram maiores déficits hídricos, como foi o caso do sul da

Amazônia (Yang *et al.*, 2018). Quando não são observadas respostas adaptativas, tais como mudanças fenológicas, a espécie pode ser extinta localmente ou migrar para outras regiões em busca de ambientes mais favoráveis ao seu desenvolvimento. Esse padrão pode ser observado na distribuição do nicho das espécies *A. desmanthum*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis*.

A Amazônia Ocidental apresenta uma cobertura florestal relativamente mais preservada e menos desmatada se comparada à Amazônia Oriental. As emissões de GEE tendem a ser relativamente menores nessa região, aumentando a possibilidade de outras espécies migrarem em busca de um ecossistema que favoreça a perpetuação. Recomenda-se a áreas da Amazônia Ocidental para a conservação *in situ* das espécies, por meio de unidades de conservação, devido as áreas serem adequadas à perpetuação das espécies e a conservação *in situ* apresentar mais baixo custo comparada do que *ex situ*.

As mudanças climáticas ao provocarem redução da distribuição das espécies do estudo poderá reduzir a variabilidade genética das populações e como consequência podem aumentar os acasalamentos endogâmicos dentro de cada espécie. Efeitos da endogamia e tamanho efetivo populacional não adequado tendem a dificultar a adaptação das espécies florestais (Tomaz *et al.*, 2022), tornando-as mais vulneráveis às mudanças climáticas extremas e a fragmentação do habitat (Kramer *et al.*, 2008).

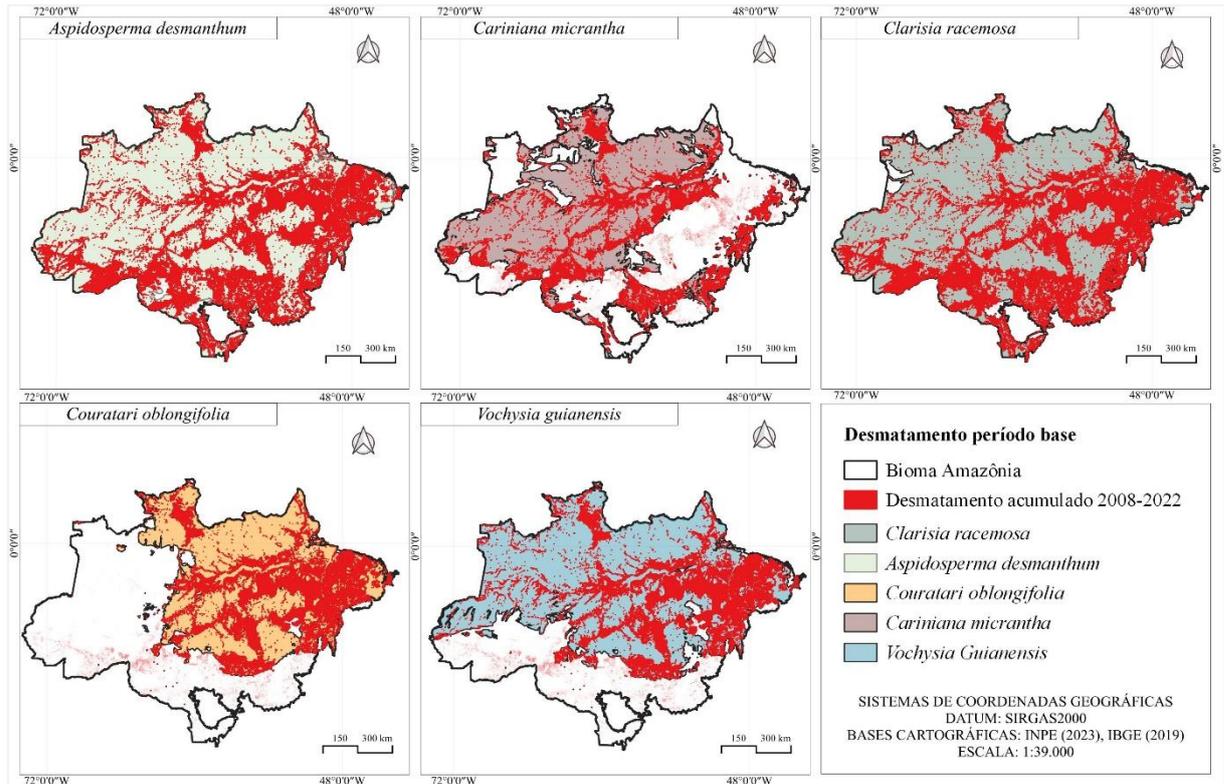
Devido a previsão de redução de áreas de várias espécies florestais na Amazônia, em cenários futuros, é relevante além de desenvolver a conservação genética, realizar estudos que venham simular as condições extremas das mudanças climáticas, tais como de germinação de sementes em temperaturas mais elevadas, de plantio em condições de seca e experimentos de mutação em laboratório para provocar variabilidade genética com o objetivo de encontrar mutantes resilientes às condições extremas (Tomaz *et al.*, 2022). O plantio a campo de indivíduos selecionados para condições adversas, em antecipação às mudanças climáticas, com a introdução de indivíduos mais resilientes, reduzirá o risco de extinção e permitirá a continuidade do processo evolutivo das espécies.

Considerando a importância econômica e ecológica das espécies, *A. desmanthum*, *C. micranta*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis*, recomenda-se a caracterização de seus recursos genéticos para que as estratégias de manejo e conservação sejam mais eficientes. Os estudos de marcadores moleculares, que visam avaliar a magnitude e a distribuição da variabilidade genética das populações em diferentes áreas e ao longo do tempo, permitirão inferir como as mudanças climáticas afetarão a distribuição da variabilidade genética das populações.

As populações das espécies na Amazônia Oriental serão mais afetadas com as mudanças climáticas. Para não perder variabilidade genética, na conservação atual devem ser priorizadas estratégias de conservação das populações da região mais afetadas, principalmente aquelas presentes no arco do desmatamento, de maior vulnerabilidade. A recomendação para a conservação de espécies florestais é que seja realizada *in situ*, uma vez que o fluxo gênico é primordial para a continuidade da variabilidade genética (Van Dyck; Baguette, 2005), no entanto, devido as previsões da Amazônia Oriental apresentar áreas de difícil adequabilidade climática no futuro, é favorável a coleta de sementes e pólen das espécies nesses locais de baixa adequabilidade climática a fim de realizar também a conservação *ex situ* dos recursos genéticos das populações ameaçadas. Estratégias de criopreservação devem ser iniciadas para a conservação de sementes dessas espécies florestais.

### **5.3.5 Desmatamento acumulado em áreas potenciais de ocorrência das espécies**

A análise do desmatamento acumulado até o ano de 2022, em 14 anos, mostrou uma redução de 112.977 km<sup>2</sup>, 56.478 km<sup>2</sup>, 114.396 km<sup>2</sup>, 65.961 km<sup>2</sup> e 68.564 km para *A. desmanthum*, *C. micranta*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis*, respectivamente, de acordo com período base, dados do PRODES (Figura 10).



**Figura 10.** Mapa de desmatamento acumulado considerando as áreas projetadas para ocorrência das espécies *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia*, e *Vochysia guianensis* no período base (1970-2000). Fonte: autores (2023).

O desmatamento é uma das principais causas do aumento da temperatura. Quando as florestas são removidas, parte do carbono fixado em sua biomassa é liberado na atmosfera, aumentando sua concentração e contribuindo assim para o aumento das temperaturas. Além dos fatores climáticos, o desmatamento auxilia na fragmentação das florestas, podendo levar ao isolamento populacional e à redução da diversidade genética (Jump; Pañuelas, 2005; Naranjo et., 2022).

O desmatamento ocorrido em 2013 foi responsável por um declínio de 7% das áreas de ocorrência estimada das espécies de árvores amazônicas e poderá chegar a 19-33% até 2050, considerando análises de desmatamento projetadas (Gomes *et al.*, 2019). Recomenda-se adotar estratégias de conservação para reduzir o desmatamento, recuperar áreas degradadas, promover o manejo adequado dos recursos naturais e proteger áreas-chave para a biodiversidade. Além disso, programas de conscientização e educação ambiental são importantes para envolver as comunidades locais na conservação e na valorização dos serviços ecossistêmicos oferecidos pela floresta amazônica.

### 5.3.6 Avaliação do modelo

Os valores de AUC  $> 0,96$ , os valores de TSS são  $> 0,84$  e os valores de Sorensen são  $> 0,92$  (Tabela 6). Os modelos consensos desenvolvidos reunindo os cinco algoritmos apresentaram métricas adequadas de avaliação: AUC =  $0,995 \pm 0,001$ , TSS =  $0,961 \pm 0,016$ , Sorensen =  $0,980 \pm 0,008$  para a espécie *A. desmanthum*, AUC =  $0,965 \pm 0,019$ , TSS =  $0,847 \pm 0,053$ , Sorensen =  $0,927 \pm 0,024$  para a espécie *C. micrantha*, AUC =  $0,989 \pm 0,007$ , TSS =  $0,932 \pm 0,029$ , Sorensen =  $0,966 \pm 0,014$  para a espécie *C. racemosa*, AUC =  $0,986 \pm 0,009$ , TSS =  $0,916 \pm 0,055$ , Sorensen =  $0,956 \pm 0,031$  para a espécie *C. oblongifolia* e AUC =  $0,981 \pm 0,018$ , TSS =  $0,906 \pm 0,090$ , Sorensen =  $0,951 \pm 0,050$  para a espécie *V. guianensis*. A partir dos resultados obtidos foi possível constatar que todos os modelos apresentaram bons resultados de ajuste, com valores acima de 0,7 para todas as métricas de avaliação (Allouche *et al.*, 2006; Thuiller *et al.*, 2019), e isto pode ser confirmado a partir dos valores de desvio padrão observados.

**Tabela 7.** Resultado das métricas *Area Under the Curve* (AUC), *True Skill Statistics* (TSS) e índice de Sorensen geradas a partir da utilização do modelo consenso utilizando os algoritmos *Random Forest* (RDF), *Boosted Regression Trees* (BRT), *Support Vector Machine* (SVM), *Bayesian Gaussian Process* (GAU) e *Maximum Entropy default* (MXD), construído a partir da análise de algoritmos disponibilizados no pacote ENMTML, para as espécies, *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis*.

Algoritmo	AUC	TSS	Sorensen
<i>Aspidosperma desmanthum</i>	$0,995 \pm 0,001$	$0,961 \pm 0,016$	$0,980 \pm 0,008$
<i>Cariniana micrantha</i>	$0,965 \pm 0,019$	$0,847 \pm 0,053$	$0,927 \pm 0,024$
<i>Clarisia racemosa</i>	$0,989 \pm 0,007$	$0,932 \pm 0,029$	$0,966 \pm 0,014$
<i>Couratari oblongifolia</i>	$0,986 \pm 0,009$	$0,916 \pm 0,055$	$0,956 \pm 0,031$
<i>Vochysia guianensis</i>	$0,981 \pm 0,018$	$0,906 \pm 0,090$	$0,951 \pm 0,050$

## 5.4 CONCLUSÃO

Os pontos de ocorrência das espécies *Aspidosperma desmanthum*, *Cariniana micrantha*, *Clarisia racemosa*, *Couratari oblongifolia* e *Vouchysia guianensis* estão em países que compõe a Amazônia Internacional, porém a concentração da maior distribuição está no domínio fitogeográfico da Amazônia brasileira.

A redução espacial dos pontos de ocorrência das espécies *A. desmanthum*, *C. micrantha*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis* recomendada para a análise de dados para evitar viés ao modelo diminuiu a agregação dos pontos por local de fácil acesso, mas não excluiu a

representatividade das áreas de ocorrência natural dessas espécies, mostrando a eficiência da redução de pontos com sobreposição ou muito próximos.

A *Cariniana micrantha* apresentou-se mais resiliente às mudanças climáticas com menor variação de área nos diferentes cenários de emissão de GEE comparada às espécies *A. desmanthum*, *C. micranta*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis*, enquanto *C. racemosa* mostrou-se a mais sensível com perdas áreas de nicho mais significativas.

A redução de habitat das espécies, *A. desmanthum*, *C. micranta*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis*, ocorre principalmente na Amazonia Oriental, na região denominada “arco do desmatamento”, considerando os períodos 2021-2040 e 2041-2060 com base nos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5. Para o cenário SSP5-8.5 (de 2041-2060) observa-se que as áreas de adequabilidade avançam em direção a Amazônia Ocidental, mesmo para a resiliente *C. micranta*, que também manteve área na Amazônia Oriental.

Nas análises das espécies, observa-se que a Amazônia Ocidental apresenta maior adequabilidade climática para a conservação das espécies *A. desmanthum*, *C. micrantha*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis*.

As perdas de áreas com adequabilidade ambiental para a ocorrência das espécies no cenário SSP5-8.5, que considera altas taxas de emissão de Gases de Efeito Estufa são mais significativas quando comparada as perdas a partir de outros cenários.

## REFERÊNCIAS

- ABDI, H.; WILLIAMS, L. J. Princial component analysis. **Wiley Interdisciplinary Reviews**, v. 2, p. 433-459, 2010. DOI 10.1002/wics.101.
- AIELLO-LAMMENS, M.; BORIA, R. A.; RADOSAVLJEVIC, A.; VILELA, B.; ANDERSON, R. spThin: na R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. **Ecography**, v. 38, p. 541-545, 2015. DOI 10.1111/ecog.01132.
- ALLOUCHE, O., TSOAR, A.; KADMON, R. Asseming the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 1223-1232, 2006. DOI 10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x.
- AKSOY, Ö, k. Predicting the Potential Distribution Area of the *Platanus orientalis* L. in Turkey Today and in the Future. **Sustainability** 2022, 14, 11706. <https://doi.org/10.3390/su141811706>.
- ALVAREZ, F.; MORANDI, P. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; EXAVIER, R.; ARAÚJO, I.; MARIANO, L. H.; MULLER, A. O.; FELPAUSCH, T. R.; MARIMON, B. S. Climate defined but not soil-restricted: the distribution of a Neotropical tree through space and time. **Plant Soil**, v. 471, p. 175-191, 2022. DOI 10.1007/s11104-021-05202-6.
- ANDRADE, A. F.; VELAZCO, S. J. E.; MARCO JUNIOR, P. ENMTML: Na R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. **Environmental Modelling and Software**, v. 125, 2020. DOI 10.1016/j.envsoft.2019.104615.
- ARTAXO, P.; HANSSON, H. C.; MACHADO, L. A. T.; RIZZO, L. V. Tropical forests are crucial in regulating on Earth. **Plos Clin**, v. 8, 2022. DOI 10.1371/journal.pclm.0000054.
- BORDOLOI, R.; DAS, B.; YAM, G.; PANDEY, P. K.; TRIPATHI, O. P. Modeling of water holding capacity using readily available soil characteristics. **Agricultural Research**, v. 8, p. 347-355, 2019. DOI 10.1007/s40003-018-0376-9.
- BORIA, R.; OLSON, L.; GOODMAN, S. M.; ANDERSON, R. P. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. **Ecological Modelling**, v. 275, p. 73-77, 2014. DOI 10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012.
- BRANDÃO, D. O.; BARATA L. E. S.; NOBRE, C. A. The effects of environmental changes on plant species and forest dependent communities in the Amazon region. **Forests**, v. 13, n. 3, p. 466, 2022.
- CARVALHO, S.; OLIVEIRA, A.; PEDERSEN, J. S.; MANHICE, H.; LISBOA, F.; NORQUET, J.; WIT, F.; SANTOSM F.D.A changing Amazon rainforest: historical trends and future projections under post-Paris climate scenarios. **Global and Planetary Change**, v. 195, 2020. DOI 10.1016/j.gloplacha.2020.103328.
- CATENACCI, F. S. *Lecythidacear Poit. na região do Alto Rio Madeira, Rondônia*. 2015. 236 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

CHISHUGI, D. U.; SONWA, D. J.; KAHINDO, J. M.; ITUNDA, D.; CHISHUGI, J. B.; FELIX, F. L.; SAHANI, M. How climate change and land use/land cover change affect domestic water vulnerability in Yangambi Watersheds. **Land**, v. 10, n. 2, 2021. DOI 0.3390/land10020165.

COLLEVATTI, R.; TERRIBILE, L. C.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; NABOUT, J. C.; OLIVEIRA, G.; RANGEL, T. F.; RABELO, S. G.; DINIZ-FILHO, J. F. A coupled phylogeographical and species distribution modelling approach recovers the demographical history of Neotropical seasonally dry forest tree species. **Molecular Ecology**, v. 21, p. 5845-5863, 2012. DOI 10.1111/mec.12071.

CORREIA, A.M.; LOPES, L.F. Revisiting Biodiversity and Ecosystem Functioning through the Lens of Complex Adaptive Systems. **Diversity**, v. 15, 2023. DOI 10.3390/d15080895.

CRIA - Centro de Referência e Informação Ambiental. **Specieslink - simple search**, 2023. Disponível em: <https://specieslink.net/search/>. Acesso em 02 de abril de 2023.

CRUZ, E. D. Germinação de sementes de espécies amazônicas: araracanga (*Aspidosperma desmanthum* Benth. ex Müll Arg.). **Comunicado Técnico** 299, Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2018. 8 p.

CRUZ, E. D. Germinação de sementes de espécies amazônicas: tauari-branco (*Coutari oblongifolia* Duck & Kunth). **Comunicado Técnico** 286, Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2016. 3 p.

DE MARCO JUNIOR, P.; VILLEN, S.; MENDES, P.; NOBREGA, C.; CORTES, L.; CASTRO, T.; SOUZA, R. Vulnerability of Cerrado threatened mammals: na integrative landscape and climate modeling approach. **Biodiversity and Conservation**, v. 29. p. 1637-1658, 2020. DOI 10.1007/s10531-018-1615-x.

DIOSINIO, L. F.; SCHARTZ, G.; LOPES, J. C.; OLIVEIRA, F. A.. Growth, mortality, and recruitment of tree species in a Amazonian rainforest over 13 years of reduced impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 430, p. 150-156, DOI 10.1016/j.foreco.2018.08.024.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 677-697, 2009. DOI 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.

FALESI, I. C. O solo da Amazônia e sua relação com a definição de sistemas de produção agrícola. In: Reunião do grupo interdisciplinar de trabalho sobre diretrizes de pesquisa agrícola para a Amazônia (Trópico Úmido), 1974, Brasília, DF; **Resumo** [...]. Brasília, DF: EMBRAPA, 1974. p. 2.1-2.17.

FAO; IIASA. **Harmonized World Soil Database Version 2.0**. Rome and Laxenburg. 2023. 69 p. Disponível em: <https://www.fao.org/documents/card/en/c/cc3823en>. Acesso em 30 de mar. 2023.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WordClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v. 37, n. 12, p. 4302-4315, 2017. DOI 10.1002/joc.5086.

FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence model. *Environmental Conservation*, v. 24, p. 38-49, 1997. DOI 10.1017/S0376892997000088.

FIRPO, M. A. F.; GUIMARÃES, B. S.; DANTAS, L. G.; DA SILVA, M. G. B.; ALVEZ, L. M.; CHADWICK, R.; LLOPART, M. P.; DE OLIVEIRA, G. S. Assessment of CPIP6 models performance in simulating presentday climate in Brazil. *Frontiers in Climate*, v. 4, 2022. DOI 10.3389/fclim.2022.948499.

GBIF. **The Global Biodiversity Information Facility**, 2023. Disponível em: <https://www.gbif.org/pt/occurrence/search>. Acesso em: 5 de abril de 2023.

GOMES, L. M.; BEZERRA, C. de S.; AGUIAR, A. V. de; WREGE, M. S.; LOPES, M. T. G. Predição da distribuição natural e conservação de *Urena lobata* L. no Brasil. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, Goiânia, v. 52, p. e72594, 2022. DOI 0.1590/1983-40632022v5272594.

GOMES, V.H.F.; VIEIRA, I.C.G.; SALOMÃO, R. P. Amazonian tree species threatened by deforestation an climate change. *Nat. Clim. Chang*, v. 9, p. 547-533, 2019. DOI 10.1038/s41558-019-0500-2.

GREEN, J. M. H.; CRIFTM S. A.; DURÁN, A. P.; WEST, C. D. Linking global drivers of agricultural trade to on-the-ground impacts on biodiversity. *PNAS*, v. 116, p. 23202-23208, 2019. DOI 10.1073/pnas.1905618116.

HABIBULLAH, M. S.; DIN, B. H.; TAN, S. H.; ZAHID, H. Impact of climate change on biodiversity loss: global evidence. *Environ Sci Pollut Res Int.*, v. 29, p. 1073-1086, 2022. DOI 10.1007/s11356-021-15702-8.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Coordenação geral de observação da terra. Programa de Monitoramento da Amazônia e demais biomas. Desmatamento - Amazonia. Disponível em: [http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal\\_amazon/rates](http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates). Acesso em: 30 de julho de 2023.

IPCC, 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [MASSON-DELMOTTE, V., P. ZHAI, A. PIRANI, S.L. CONNORS, C. PÉAN, S. BERGER, N. CAUD, Y. CHEN, L. GOLDFARB, M.I. GOMIS, M. HUANG, K. LEITZELL, E. LONNOY, J.B.R. MATTHEWS, T.K. MAYCOCK, T. WATERFIELD, O. YELEKÇI, R. YU, and B. ZHOU (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, In press, doi:10.1017/9781009157896.

JUMP, A. S.; RUIZ-BENITO, P.; GREENWOOD, S.; ALLEN, C. D.; KITZBEGER, T.; FENSHAM, R.; MARTINEZ-VILALTA, J.; LLORET, F. Structural overshoot of tree growth

with climate variability and the global spectrum of drought-induced forest dieback. **Glob Change Biol**, v. 23, p. 3742-3757, 2017. DOI 10.1111/gcb.13636.

KRAMER, A. T.; ISON, J. L.; ASHLEY, M.V.; HOWE, H. F. The genetic paradox of forest fragmentatin. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 878-885, 2008. DOI 10.1111/j.1523-1739.2008.00944.x.

LEROY, B. DELSOL, R.; HUGUENY, B.; MEYNARD, C. N.; BARHOUMI, C.; MASSIN, M. B.; BELLARD, C. Without quality presence-absence data, discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 9, p. 1994-2002, 2018. DOI 10.1111/jbi.13402.

LOBO, J.; JIMÉNEZ-VALVERDE.; HORTAL, J. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. **Ecography**, v. 33, p. 103-114, 2010. DOI 10.1111/j.1600-0587.2009.06039.x.

MA, Y.; YOU, X. A sustainable conservation strategy of eildlife in urban ecosystems: Case of *Gallinua chloropus* in Beijing-Tianjin-Hebei region. **Ecological Informatics**, v. 68, 2022. DOI 10.1016/j.ecoinf.2022.101571.

MAITNER, B. S.; BOYLE, B.; CASLER, N.; CONDIT, R.; DONOGHUE, J.; DURÁN, S. M.; GUADERRAMA, D.; HINCHLIFF, C. E.; JORGENSEN, P. M.; KRAFT, N. J. B.; MCGILL, B.; MEROW, C.; MORUETA-HOLME, N.; PEET, R. K.; SANDEL, B.; SCHILDHAUER, M.; SMITH, S. A.; SVENNING, J. C.; THIERS, B.; VIOLLE, C.; WISER, S.; ENQUIST, B. The BIEN R package: A tool to access the Botanical Information and Ecology Network (BIEN) database. **Methods in ecology and Evolution**, v. 9, p. 373-379, 2018. DOI 10.1111/2041-210X.12861.

METZGER, M. J.; ROUNSEVELL, M. D. A.; ACOSTA-MICHLIK, R.; LEEMANS, R.; SCHROTER, D. The vulnerability of ecosystem services to land use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 114, n. 1, p. 69-85, 2006. DOI 10.1016/j.agee.2005.11.025.

MCMEANS, B. C.; MCCANN, K. S.; GUZZO, M. M.; VARTLEY, T. J.; BIEG, C.; BLANCHFIELD, P. J.; FERNANDES, T.; GIACOMINI, H. C.; MIDDEL, T.; RENNIE, M. D.; RIDWAY, M. S.; SHUTER, B. Winter in water: differential responses and the maintenance of biodiversity. **Ecology letters**, v. 23, n. 6, p. 922-938, 2020. DOI 10.1111/ele.13504.

MONTEVERDE, C.; DE SALES, F.; JONES, C. Evaluation of the CMIP6 Performance in Simulating Precipitation in the Amazon River Basin. **Climate**, v. 10, 2022. DOI 10.3390/cli10080122.

NARANJO, A.; MELTON, A. E.; SOLTIS, D. E.; SOLTIS, P. S. Edemism, projected climate change, and identifying species of critical concern in the Scrub Mint clade (Lamiaceae). **Conservation Science and Practice**, v. 4, 2022. DOI 10.1111/csp2.621.

NERYS, L. L. A.; JACOB, I. T. T.; SILVA, P. A.; SILVA, A. R.; OLIVEIRA, A. M.; ROCHA, W. R. V.; PEREIRA, D. T. M.; ABREU, A. S.; SILVA, R. M. F.; FILHO, I. J. C.; LIMA, M. C.A. Photoprotective, biological activities and Chemical composition of the nontoxic hydroalcoholic extract of *Clarisia racemosa* with cosmetic and pharmaceutical

applications. **Industrial Crops & Products**, v. 180, 2022. DOI 10.1016/j.indcrop.2022.114762.

OLIVEIRA, G.; RANGEL, T. F.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; TERRIBILE, L. C.; DINIZ-FILHO, A. F. Evaluating, partitioning, and mapping the spatial autocorrelation component in ecological niche modeling: a new approach based on environmentally equidistant records. **Ecography**, v. 37, p. 637-647, 2014. DOI 10.1111/j.1600-0587.2013.00564.x.

PILOTTO, I. L.; RODRIGUEZ, D. A.; CHOU, S. C.; GAROFOLO, L.; GOMES, J. L. Impacts of the land use and land-cover changes on local Hydroclimate in Southwestern Amazon. **Climate Dynamics**, 2023. <https://doi.org/10.1007/s00382-023-06872-x>.

SENAY, S. D.; WORNER, S. P.; IKEDA, T. Novel Three-Step Pseudo-Adsence Selection Technique for Improved Species Distribution Modelling. **Plos ONE**, v. 8, 2013. DOI 10.1371/journal.pone.0071218.

SHIMIZU, GH; SOUZA, LF; GONÇALVES, DJP; FRANÇA, F. Vochysiaceae in **Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB88398>. Acessado em: 10 de maio de 2022.

SIERRA, J. P.; ESPINOZA, J. C.; JUNQUAS, C.; WONGCHUING, S.; POLCHER, J.; MORONS, V.; FITAS, L.; ARIAS, P. A.; SCHRAPFFERS, A.; PENNEL, R. Impacts of land-surface heterogeneities and Amazonian deforestation on the wet season onset in southern Amazon. **Climate Dynamics**, 2023. <https://doi.org/10.1007/s00382-023-06835-2>.  
SILLERO, N.; BARBOSA, A. M. Common mistakes in ecological niche models. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 35, p. 213-226. DOI 10.1080/13658816.2020.1798968.

SINTAYEHU, D. Impact of climate change on biodiversity and associated key ecosystem services in Africa: a systematic review. **Ecosystem Health and Sustainability**, v. 4, p. 225-239, 2018. DOI 10.1080/20964129.2018.1530054.

TEIXEIRA, M.D.R.; MACHADO, A.F.P. Clarisia in **Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB10114>. Acesso em: 02 ago. 2023.

TOMAZ, J. S.; BEZERRA, C. S.; DE AGUIAR, A. V.; WREGE, M. S.; LOPES, M. T. Prediction of the natural distribution, habitat and conservation of *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr. In response to global climate change. **Pesq. Agropec. Trop.**, v. 52, p. e72422, 2022. DOI 10.1590/1983-40632022v5272422.

THUILLER, W.; GUÉGUEN, M.; RENAUD, J.; KARGE, D. N.; ZIMMERMANN, N. E. Uncertainty in ensembles of global biodiversity scenarios. **Nature Communication**, v. 10, 2019. DOI 10.1038/s41467-019-09519-w.

VAL, A. L.; WOOD, C. M. Global changes and physiological challenges for fish of the Amazon today and in the near future. **Journal of Experimental Biology**, v. 15, 2022. DOI 10.1242/jeb.216440.

VALE-JÚNIOR, J. F.; SOUSA, M. I. L.; NASCIMENTO, P. P. R. R.; CRUZ, D. L. S. Solos da amazônia: etnopedologia e desenvolvimento Sustentável. **Agroambiente on-line**, v.5, p. 158-165, 2011.

VELAZCO, S. J. E.; GALVÃO, F.; VILLALOBOS, F.; MARCO-JUNIOR, P. Using worldwide edaphic data to model plant species niches: Na assessment at a continental extent. **Plos One**, v. 12, 2017. DOI 10.1371/journal.pone.0186025.

VAN DYCK, H.; BAGUETTE, M. Dispersal behaviour in fragmented landscape: routine or special movements? **Basic Appl Ecol.**, v. 6, p. 535-545, 2005. DOI 10.1016/j.baae.2005.03.005.

YANG, Y.; SAATCHI, S. S.; XU, L.; CHOI, S.; PHILIPS, N.; KENNEDY, R.; KELLER, M.; KNYAZIKHIN, Y.; MYNENI, R. B. Post-drought decline of the Amazon carbon sink. **Nature Communications**, v. 9, 2018. DOI 10.1038/s41467-018-05668-6.

ZANIEWSKI, A. E.; LEHMANN, A.; OVERTON, J. M. Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. **Ecological Modelling**, v. 157, p. 261-280, 2002. DOI 10.1016/S0304-3800(02)00199-0.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo analisou diferentes algoritmos para a modelagem de nicho ecológico para cada espécie, e um modelo consenso foi desenvolvido a partir dos algoritmos RDF, BRT, SVM, GAU e MXD, que apresentaram resultados adequados. A utilização da média das métricas foi considerada uma boa alternativa para auxiliar na escolha dos algoritmos quando trabalhando com um conjunto de espécies. Os algoritmos que utilizam apenas dados de presença não se destacaram entre os treze algoritmos testados.

No cenário de altas taxas de emissão de gases de efeito estufa (SSP5-8.5), houve significativas perdas de áreas adequadas para a ocorrência das espécies do estudo (*A. desmanthum*, *C. micrantha*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis*), principalmente nas regiões do arco do desmatamento, onde ocorrem altas taxas de emissão.

Além dos impactos causados pelas mudanças climáticas, também se verificou a perda de áreas adequadas devido ao desmatamento para todas as espécies estudadas, uma vez que a probabilidade de ocorrência de espécies florestais diminui em áreas desmatadas. Portanto, é recomendada a condução de estudos sobre a germinação e crescimento dessas espécies em diferentes temperaturas, juntamente com a implementação de políticas públicas voltadas à redução do desmatamento e à conservação dessas espécies.

Modelos que consideram a área desmatada atual de forma conjunta com fatores edafoclimáticos devem ser desenvolvidos para melhor estimar a interação do desmatamento com a redução das áreas de adequação das espécies no futuro, considerando também a interação com animais dispersores e os insetos polinizadores do ecossistema.

Com as mudanças climáticas e desmatamento, fatores como a presença de pragas e doenças, agentes como erosão, fragmentação dos ambientes, dificuldades relacionadas à reprodução e germinação com as altas temperaturas, alteração de precipitação e outros podem prejudicar a perpetuação das espécies. Sugerimos o acompanhamento das populações de *A. desmanthum*, *C. micrantra*, *C. racemosa*, *C. oblongifolia* e *V. guianensis* nos ecossistemas de maior vulnerabilidade, na Amazônia Oriental, principalmente no arco do desmatamento.

## ANEXOS

ANEXO A – Script utilizado no software R versão 4.2. para a modelagem das espécies

```

install.packages("devtools")
install.packages('enmtml')
require(ENMTML)
require(raster)

# definir o diretório
getwd()
setwd("C:/ENMTML/ENMTLM/")
d_ex <- file.path(getwd())
d_ex

# inserir dados de ocorrência
d_oc <- file.path(d_ex, "Ocorrencia/Aspidosperma")
utils::write.table(Couratari, d_oc, sep = '\t', row.names = FALSE)

# inserir preditores
d_preditores <- file.path(d_ex, "preditores/")
raster::writeRaster(preditores, file.path(d_preditores, names(preditores)), bylayer=TRUE,
format='GTiff'

# inserir projeções
d_fut <- file.path(d_ex, 'projection/')
dir.create(d_fut) ## Vai aparecer como pasta existente
d0 <- file.path(d_fut, names('projection')) ###Vai criar nova pasta para as projeções
sapply(d0, dir.create)

raster::writeRaster(projection$`ssp245_2021_2040`, file.path(d0[1],
names(projection$`ssp245_2021_2040`)), bylayer=TRUE, format='GTiff'

raster::writeRaster(projection$`ssp585_2021_2040`, file.path(d0[2],
names(projection$`ssp585_2021_2040`)), bylayer=TRUE, format='GTiff'

raster::writeRaster(projection$`ssp245_2041_2060`, file.path(d0[3],
names(projection$`ssp245_2041_2060`)), bylayer=TRUE, format='GTiff'

raster::writeRaster(projection$`ssp585_2041_2060`, file.path(d0[4],
names(projection$`ssp585_2041_2060`)), bylayer=TRUE, format='GTiff'

```

```
# executando a função
```

```
ENMTML(  
pred_dir = d_preditores,  
proj_dir = d_fut,  
result_dir = NULL,  
occ_file = d_oc,  
  sp = 'species',  
  x = 'x',  
  y = 'y',  
min_occ = 10,  
thin_occ = c(method='USER-DEFINED', distance='5'),  
eval_occ = NULL,  
colin_var = c(method='PCA'),  
imp_var = FALSE,  
sp_accessible_area = NULL,  
pseudoabs_method = c(method='GEO_ENV_KM_CONST', width='50'),  
pres_abs_ratio = 1,  
part=c(method='KFOLD', folds='4'),  
save_part = FALSE,  
save_final = TRUE,  
algorithm = c('BIO', 'MAH', 'DOM', 'ENF','MXS', 'MXD', 'SVM', 'GLM', 'GAM', 'BRT', 'RDF', 'MLK',  
'GAU'),  
thr = c(type='MAX_TSS'),  
msdm = NULL,  
ensemble = c(method='PCA'),  
extrapolation = FALSE,  
cores = 1 )
```

ANEXO B – Script utilizado no software R versão 4.2. para obtenção dos dados de presença do banco de dados *Botanical Information and Ecology Network*.

```
#Para instalar e ler o pacote necessários
```

```
install.packages("BIEN")
```

```
install.packages("Rcpp")
```

```
devtools::install_github("bmaitner/RBIEN")
```

```
library(BIEN)
```

```
library(Rcpp)
```

```
#Criar uma lista das espécies desejadas
```

```
species_list <- c("Aspidosperma desmanthum, Cariniana micrantha, Clarisia racemosa, Couratari oblongifolia, Vouchysia guianensis")
```

```
#Carregar no software os dados para cada espécie
```

```
aspidosperma <- BIEN_occurrence_species("Aspidosperma desmanthum")
```

```
Cariniana <- BIEN_occurrence_species("Cariniana micrantha")
```

```
Clarisia <- BIEN_occurrence_species("Clarisia racemosa")
```

```
Coutari <- BIEN_occurrence_species("Couratari oblongifolia")
```

```
Vochysia <- BIEN_occurrence_species("Vouchysia guianensis")
```

```
#Salvar os dados em arquivo .xls no computador
```

```
write.table(aspidosperma, file = 'c:/Artigo1/aspidosmerma.csv')
```

```
write.table(Cariniana, file = 'c:/Artigo1/cariniana.csv')
```

```
write.table(Clarisia, file = 'c:/Artigo1/Clarisia.csv')
```

```
write.table(Coutari, file = 'c:/Artigo1/Couratari.csv')
```

```
write.table(Vochysia, file = 'c:/Artigo1/Vochysia.csv')
```

ANEXO C – Coeficientes dos Componentes Principais selecionados pelos PCAs para variáveis bioclimáticas e edáficas em conjunto.

Variável	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14
va_1	-0,251	-0,097	0,201	-0,035	0,001	-0,077	0,116	-0,047	0,011	-0,047	0,049	-0,075	0,003	-0,002
va_2	0,176	0,040	0,198	-0,086	0,005	0,004	0,062	0,076	-0,461	-0,182	-0,002	0,155	0,396	0,365
va_3	-0,229	0,055	0,000	0,059	-0,186	0,061	-0,191	-0,066	-0,028	-0,024	-0,156	-0,221	0,429	0,279
va_4	0,243	-0,054	0,001	-0,002	0,229	-0,047	0,226	0,039	-0,005	-0,046	0,186	0,193	-0,094	-0,082
va_5	-0,173	-0,134	0,288	-0,058	0,097	-0,115	0,265	-0,046	-0,033	-0,104	0,181	0,104	0,027	0,045
va_6	-0,274	-0,068	0,107	0,003	-0,046	-0,045	0,033	-0,071	0,136	0,008	0,020	-0,104	-0,004	-0,023
va_7	0,243	-0,022	0,105	-0,056	0,155	-0,038	0,193	0,061	-0,228	-0,106	0,134	0,246	0,029	0,075
va_8	-0,212	-0,115	0,232	-0,043	0,051	-0,109	0,180	-0,033	-0,110	-0,084	0,011	-0,111	0,035	-0,015
va_9	-0,260	-0,060	0,132	-0,015	-0,060	-0,032	0,019	-0,064	0,158	0,003	0,073	-0,031	-0,003	0,010
va_10	-0,208	-0,139	0,239	-0,039	0,092	-0,111	0,232	-0,050	0,029	-0,071	0,144	0,000	-0,030	-0,030
va_11	-0,268	-0,064	0,160	-0,026	-0,061	-0,049	0,033	-0,052	0,018	-0,023	-0,004	-0,106	0,028	0,022
va_12	-0,250	-0,048	-0,170	0,089	0,105	0,044	-0,041	-0,022	-0,147	-0,049	-0,040	0,213	-0,022	-0,058
va_13	-0,257	-0,023	-0,064	0,005	-0,023	0,059	-0,111	-0,062	-0,165	-0,020	-0,098	0,356	-0,116	-0,142
va_14	-0,138	-0,055	-0,306	0,197	0,276	0,013	0,057	0,069	-0,042	-0,074	0,039	-0,118	0,249	0,133
va_15	0,029	0,089	0,268	-0,163	-0,336	0,034	-0,192	-0,075	-0,200	-0,009	-0,274	0,197	0,186	-0,153
va_16	-0,258	-0,021	-0,069	0,010	-0,013	0,058	-0,104	-0,058	-0,173	-0,024	-0,092	0,355	-0,123	-0,144
va_17	-0,148	-0,058	-0,307	0,196	0,267	0,016	0,052	0,063	-0,041	-0,073	0,041	-0,090	0,227	0,124
va_18	-0,150	-0,081	-0,142	0,043	0,186	-0,011	0,000	0,115	-0,540	-0,141	-0,255	-0,249	-0,185	-0,304
va_19	-0,188	-0,006	-0,160	0,111	0,044	0,063	-0,060	-0,111	0,244	0,043	0,133	0,559	0,223	0,103
va_20	0,030	-0,035	0,212	0,228	0,133	0,174	-0,312	0,009	0,144	-0,504	-0,056	0,030	-0,303	0,187
va_21	-0,020	-0,295	-0,004	-0,202	-0,008	0,104	-0,370	0,142	-0,066	-0,048	0,333	-0,033	-0,031	0,070
va_22	0,029	0,197	-0,041	0,222	-0,195	-0,051	-0,112	-0,336	-0,217	-0,190	0,439	-0,145	-0,029	-0,062
va_23	-0,071	0,338	0,108	0,201	-0,016	0,022	0,095	0,204	0,089	-0,192	-0,080	0,042	-0,032	-0,046
va_24	0,134	-0,251	-0,028	0,113	0,054	-0,075	0,045	-0,449	-0,001	-0,026	-0,268	0,014	-0,137	0,186
va_25	-0,002	-0,193	-0,165	0,159	-0,415	-0,181	0,111	0,238	-0,006	-0,210	-0,019	0,068	-0,210	0,223
va_26	0,161	-0,066	0,179	0,202	0,116	0,048	-0,162	-0,073	0,187	-0,441	-0,092	-0,021	0,161	-0,184
va_27	0,118	-0,315	-0,093	0,100	-0,173	-0,123	0,001	0,033	0,078	-0,150	0,032	0,018	0,257	-0,373
va_28	-0,016	-0,038	-0,137	-0,214	-0,138	0,524	0,293	-0,094	0,044	-0,200	-0,004	-0,050	0,005	-0,024
va_29	-0,017	-0,122	0,241	0,283	0,060	0,354	-0,024	0,174	-0,072	0,312	-0,004	-0,001	-0,096	0,080
va_30	-0,020	-0,315	0,064	-0,161	0,058	0,190	-0,308	0,178	-0,075	0,105	0,234	-0,044	-0,044	0,054
va_31	0,013	0,139	0,004	0,324	-0,188	0,131	0,008	-0,293	-0,235	0,131	0,414	-0,046	-0,043	-0,107
va_32	-0,080	0,263	0,144	0,288	-0,047	0,127	0,160	0,258	0,009	0,069	-0,025	0,040	0,007	-0,064
va_33	0,113	-0,256	0,036	0,199	0,015	0,047	0,092	-0,381	-0,078	0,207	-0,231	0,005	-0,105	0,229
va_34	-0,010	-0,215	-0,088	0,216	-0,410	-0,070	0,157	0,300	-0,060	-0,007	0,007	0,047	-0,129	0,203
va_35	0,078	-0,152	0,249	0,292	0,091	0,277	0,025	0,098	0,008	0,215	-0,065	-0,017	0,155	-0,138
va_36	0,125	-0,330	-0,020	0,152	-0,130	-0,052	0,069	0,022	0,055	0,019	-0,014	0,020	0,263	-0,354
va_37	-0,016	-0,037	-0,135	-0,214	-0,139	0,524	0,293	-0,094	0,044	-0,200	-0,003	-0,051	0,003	-0,026

va = descritas no ANEXO D.

## ANEXO D – Variáveis ambientais utilizadas no processamento.

<b>Código</b>	<b>Variável Ambientais</b>
VA1	Temperatura Média Anual (°C)
VA2	Intervalo Diurno Médio (Média do mês (temp. máx – temp. mín.) (°C)
VA3	Isotermalidade (BIO2/BIO7) (*100)
VA4	Sazonalidade da Temperatura (desvio padrão *100)
VA5	Temperatura máxima do mês mais quente (°C)
VA6	Temperatura mínima do mês mais frio (°C)
VA7	Faixa Anual de Temperatura (BIO5-BIO6) (°C)
VA8	Temperatura média do trimestre mais úmido (°C)
VA9	Temperatura média do trimestre mais seco (°C)
VA10	Temperatura Média do Trimestre Mais Quente (°C)
VA11	Temperatura média do trimestre mais frio (°C)
VA12	Precipitação Anual (mm)
VA13	Precipitação do mês mais úmido (mm)
VA14	Precipitação do Mês Mais Seco (mm)
VA15	Sazonalidade de Precipitação (Coeficiente de Variação) (mm)
VA16	Precipitação do trimestre mais úmido (mm)
VA17	Precipitação do trimestre mais seco (mm)
VA18	Precipitação do Quarto Mais Quente (mm)
VA19	Precipitação do trimestre mais frio (mm)
<b>Código</b>	<b>Variável Edáfica - Profundidade D1</b>
VA20	Densidade aparente (g/cm <sup>3</sup> )
VA21	Teor de argila (%)
VA22	Fragmentos grosseiros (%)
VA23	Teor de areia (%)
VA24	Teor de silte (%)
VA25	Teor de Carbono orgânico (g/kg)
VA26	pH em H <sub>2</sub> O
VA27	Capacidade de troca catiônica do solo (cmolc/Kg)
VA28	Probabilidade prevista de ocorrência do horizonte
<b>Código</b>	<b>Variável Edáfica - Profundidade D2</b>
VA29	Densidade aparente (g/cm <sup>3</sup> )
VA30	Teor de argila (%)
VA31	Fragmentos grosseiros (%)
VA32	Teor de areia (%)
VA33	Teor de silte (%)
VA34	Teor de Carbono orgânico (g/kg)
VA35	pH em H <sub>2</sub> O
VA36	Capacidade de troca catiônica do solo (cmolc/Kg)
VA37	Probabilidade prevista de ocorrência do horizonte