

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

IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A
DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DA VÁRZEA AMAZÔNICA

DIULIO ANDREW TORRES DE SOUZA

MANAUS - AM
2022

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

DIULIO ANDREW TORRES DE SOUZA

IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A
DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES DA VÁRZEA AMAZÔNICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais - UFAM, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais e Ambientais, área de concentração de Conservação da Natureza.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria Teresa Gomes Lopes

Coorientador: Dr. Marcos Silveira Wrege

MANAUS - AM
2022

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

S729i Souza, Diulio Andrew Torres de
Impactos das mudanças climáticas sobre a distribuição de
espécies da várzea amazônica / Diulio Andrew Torres de Souza .
2022
82 f.: il. color; 31 cm.

Orientadora: Maria Teresa Gomes Lopes
Coorientador: Marcos Silveira Wrege
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) -
Universidade Federal do Amazonas.

1. Conservação. 2. Distribuição potencial. 3. Áreas úmidas. 4.
Áreas protegidas. 5. Sítios Ramsar. I. Lopes, Maria Teresa Gomes.
II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

Agradecimento (s)

A minha mãe Maria Andreia Torres de Souza por todo amor e dedicação dispostos a mim.

A minha irmã Karolynne Stephany Torres Dias, entre outros familiares, por todo suporte e incentivo.

A minha namorada Laissa Araújo Praia, pelo carinho e companheirismo em todos os momentos.

A minha orientadora Maria Teresa Gomes Lopes e ao meu coorientador Marcos Silveira Wrege, pela atenção, disposição e toda a orientação prestada durante o trabalho.

Aos meus amigos, por todo apoio durante o período de realização desse trabalho, pelas conversas e bons momentos compartilhados.

A Universidade Federal do Amazonas (UFAM) e ao Laboratório de Genética Vegetal pela oportunidade e estrutura oferecida.

E toda Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais.

Agradeço.

RESUMO

As áreas de várzeas amazônicas são de importante valor ecológico devido a seus múltiplos serviços ecossistêmicos, dentre eles estão, o abastecimento de água, regulação do clima local, alta biodiversidade, com um número acentuado de espécies endêmicas e alta diversidade de micro-habitat. Apesar disso, o estado de conservação da maioria das várzeas amazônicas está em alto risco devido a várias ameaças, como o desmatamento e as mudanças climáticas e, em particular, por conta da fraca legislação nacional relacionada à conservação de áreas úmidas. Considerando a importância da conservação desses ambientes, as técnicas de distribuição potencial de espécies podem servir de base na tomada de decisão para definição de áreas prioritárias para a conservação, frente aos diferentes cenários de mudança de uso da terra e de mudanças climáticas. Assim, o projeto objetivou delimitar as áreas de distribuição natural de espécies de várzea baixa e várzea alta da Amazônia e avaliar os impactos potenciais das mudanças climáticas sobre a distribuição futura das espécies. As projeções indicam que as mudanças climáticas representam uma grande ameaça a ocorrência das espécies de várzea. Sob o cenário SSP 585, as quatro espécies estudadas perderiam áreas significativas de adequação climática até o final do século XXI, principalmente na Amazônia brasileira, região com maior ocorrência das espécies. Não obstante, a maioria das áreas protegidas atuais deixará de abrigar áreas favoráveis climaticamente para as espécies. Conclui-se que aumentar a responsabilidade das áreas protegidas atuais perante os ecossistemas de água doce e, implementar novas áreas prioritárias para a conservação de zonas úmidas (Sítios Ramsar) na Amazônia, é fundamental para garantir a conservação *in situ* e protegê-las de uma maior perda de habitat.

PALAVRAS-CHAVE: Conservação; distribuição potencial; áreas úmidas; Áreas Protegidas; Sítios Ramsar.

Abstract

The Amazonian floodplain areas are of important ecological value due to their multiple ecosystem services, among them are water supply, local climate regulation, high biodiversity with a high number of endemic species and high microhabitat diversity. Despite this, the conservation status of most Amazonian floodplains is at high risk due to various threats such as deforestation and climate change, and in particular due to weak national legislation related to wetland conservation. Considering the importance of conserving these environments, techniques for the potential distribution of species can serve as a basis for decision-making to define priority areas for conservation, given the different scenarios of land use change and climate change. Thus, the study aimed to delimit the areas of natural distribution of low- and high-várzea species in the Amazon and to assess the potential impacts of climate change on the future distribution of the species. Projections indicate that climate change represents a major threat to the occurrence of floodplain species. Under the SSP 585 scenario, the four species studied would lose significant areas of climatic suitability by the end of the 21st century, mainly in the Brazilian Amazon, the region with the highest occurrence of the species. Nevertheless, most of the current protected areas will no longer harbor climatically favorable areas for the species. It is concluded that increasing the responsibility of current protected areas towards freshwater ecosystems and implementing new priority areas for the conservation of wetlands (Ramsar Sites) in the Amazon is fundamental to guarantee in situ conservation and protect them from a greater loss of habitat.

KEYWORDS: Conservation; potential distribution; wetlands; Protected Areas; Ramsar Sites.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Áreas com ocorrência de <i>Alchornea castaneifolia</i>	38
Figura 2: Áreas com ocorrência de <i>Laetia corymbulosa</i>	39
Figura 3: Áreas com ocorrência de <i>Maquira coriacea</i>	40
Figura 4: Áreas com ocorrência de <i>Ocotea cymbarum</i>	40
Figura 5: Mapas de consensos das áreas de adequação climática para espécies da várzea amazônica: a) <i>Alchornea castaneifolia</i> (VB); b) <i>Laetia corymbulosa</i> (VB); c) <i>Maquira coriacea</i> (VA); d) <i>Ocotea cymbarum</i> (VA).	43
Figura 6: Mapas de adequabilidade climática sob os cenários SSP 245 e SSP 585 para os anos de 2041-2060, 2061-2080 e 2081-2100.	45
Figura 7: Representação atual e futura das áreas de adequação climática em Áreas Protegidas da Amazônia das quatro espécies da várzea amazônica, baseado na sobreposição dos modelos gerados para cada espécie. Adaptado de Evangelista-Vale et al (2021).	48
Figura 8: Áreas prioritárias para a conservação das espécies.	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores de autovetores dos seis componentes principais utilizados no processo de modelagem.	41
Tabela 2. Avaliação dos algoritmos utilizados no processo de modelagem.	42
Tabela 3: Projeções de perda e ganho de áreas de adequação climática nos cenários SSP245 e SSP585 para os três períodos de avaliação em comparação com o período presente.	46
Tabela 4: Projeções de perda e ganho de áreas de adequação climática na Amazônia.	46

SUMÁRIO

1) Introdução	13
2) Objetivos	16
2.1. Objetivo geral	16
2.2. Objetivos específicos	16
3) Revisão de literatura	17
3.1. Considerações gerais sobre áreas úmidas	17
3.2. Ambientes de várzea	19
3.3. Florestas de várzea e seus estágios sucessionais	21
3.3.1. Várzea baixa	22
3.3.2. Várzea alta	24
3.4. Estado de conservação das áreas úmidas	25
3.5. Principais ameaças às várzeas	26
3.6. Mudanças climáticas e seus impactos nas várzeas	28
3.7. Modelagem de distribuição de espécies	29
4) Material e Métodos	31
4.1. Seleção das espécies	31
4.2. Processo de modelagem das espécies	32
4.2.1. Obtenção dos pontos de presença	32
4.2.2. Variáveis preditoras	33
4.2.3. Definição da ferramenta de modelagem, algoritmos e validação	34
4.2.4. Projeção para os cenários futuros	35
4.3. Representação atual e futura das áreas de adequabilidade climática em Áreas Protegidas da Amazônia brasileira	36
5) Resultados e discussões	37
5.1. Ponderação de erros e redução da colinearidade dos dados de ocorrência	37
5.2. Áreas de distribuição das espécies	37
5.3. Análise de Componentes Principais (PCA)	41

5.4. Áreas de adequação climática para o clima atual	42
5.5. Áreas de adequação climática para cenários climáticos futuros	44
5.6. Representação atual e futura das áreas de adequabilidade climática em Áreas Protegidas da Amazônia brasileira	47
5.7. Áreas prioritárias para conservação	50
6) Conclusões	53
7) Referências Bibliográficas	54
APÊNDICE A – Script utilizado no software R (v. 4.1.2) no processo de modelagem das espécies	67
APÊNDICE B – Coordenadas geográficas utilizadas na modelagem	69
APÊNDICE C – Valores de autovetores dos Componentes Principais derivados da análise PCA	82

1) Introdução

Com uma área aproximada de 450.000 km² ao longo do Rio Solimões/Amazonas e seus principais afluentes (MELACK e HESS, 2010), a várzea amazônica pode ser considerada a maior e principal área úmida da Amazônia. É extremamente rica em espécies de plantas e animais, e desempenha um papel importante na história da paisagem, evolução, hidrologia e ciclos biogeoquímicos da Bacia Amazônica (JUNK et al., 2012).

Cerca de 70% das áreas de várzea da Amazônia são cobertas por florestas (WITTMANN et al., 2013), que são periodicamente inundadas por rios de água branca, ricos em nutrientes e cargas sedimentares, tornando seus substratos excepcionalmente férteis quando comparados a outros habitats amazônicos (SIOLI, 1957). Por consequência, é um dos ecossistemas mais impactados pelo homem, principalmente devido a conversão em áreas para agricultura e pastagem, bem como pela exploração não sustentável da indústria madeireira (SCHÖNGART, 2020).

Estima-se que as taxas de desmatamento já atingiram ao menos 20% (ou cerca de 1,4 milhões de km²) da Bacia Amazônica (WITTMANN e JUNK, 2016). Embora o desmatamento tenha diminuído significativamente após 2005, particularmente no Brasil, apresenta tendência crescente desde 2012 (INPE, 2022). Nos séculos passados e até mesmo antes da colonização europeia, o sistema constituído pelo Rio Amazonas e suas áreas alagáveis sempre foi o eixo da colonização humana dentro da Bacia Amazônica. A explosão do ciclo da borracha na Amazônia Central (1850-1930) e os ciclos da juta e malva (1920-1970) na Amazônia Central e Ocidental, devastaram extensas áreas de florestas primárias de várzea (ROSA et al., 2015). Atualmente, devido aos custos relativamente baixos do corte e transporte de madeira, as florestas remanescentes são submetidas a constantes cortes seletivos para abastecer os mercados madeireiros locais, nacionais e até mesmo internacionais (WITTMANN et al., 2020). Segundo Renó e Novo (2019), há um gradiente leste-oeste de esgotamento de florestas ao longo das áreas alagáveis amazônicas, onde as regiões orientais da bacia correm grande risco de esgotamento da biodiversidade e de processos ecológicos.

Em sinergia com o desmatamento, outra grande ameaça aos ambientes de várzeas são as mudanças climáticas globais. O IPCC – Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas, prognosticou cenários muito pessimistas para a região. Desde o primeiro relatório em 1990, o IPCC prevê para as próximas décadas aumentos de temperatura média do ar e nível médio do mar no mundo todo, com aumento da frequência de eventos extremos de secas e de chuvas. Especificamente para a Amazônia, o quinto relatório do IPCC, publicado em 2013, prevê um

aumento na temperatura média do ar de cerca de 5°C e uma redução nas chuvas entre 15-20% até o final do século XXI. Como consequência, poderá haver perda da diversidade biológica, principalmente de espécies que ocupam nichos ecológicos estreitos e que são especialistas de habitat, como é o caso de grande parte das espécies de várzea (MARINHO, 2015).

O regime de inundações das áreas alagáveis amazônicas é fortemente influenciado por anomalias de TSMs (temperaturas superficiais do mar) do Pacífico Equatorial (El Niño, La Niña) e do Atlântico Tropical (MARINHO, 2015; PIEDADE et al., 2012). Em geral, eventos climáticos extremos na Amazônia, como a grande seca de 1926 (que causou incêndios florestais em larga escala ao longo do Rio Negro) e as extensas cheias durante os anos de 1971-1974 (que provocaram a mortalidade de muitas espécies arbóreas) estão associados a fortes eventos de El Niño e anomalias de TSM (PIEADADE et al., 2012, 2013).

Entretanto, nos últimos dez anos, sete cheias (2012, 2013, 2014, 2015, 2017, 2019 e 2021) atingiram ou ultrapassaram a cota de 29 m, que corresponde ao valor crítico para decretar emergência na Amazônia Central (CPRM, 2021). As três maiores cheias registradas no Porto de Manaus (2009: 29,77 metros; 2012: 29,97 m e 2021: 30,02 m) ocorreram nos últimos 12 anos (CPRM, 2021). Cada vez mais os eventos de cheias extremas (>29,0 m) ocorrem em intervalos menores. O intervalo médio diminuiu de 20 anos, durante a primeira metade do século 20, para 4 anos desde o início do século 21 (BARICHIVICH et al., 2018). Para Schöngart e Junk (2020), essas recentes mudanças expressivas no ciclo hidrológico já podem ser uma manifestação das mudanças climáticas antrópicas.

Apesar destas iminentes ameaças e dos múltiplos serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas de várzea, tais como o fornecimento de água limpa, a purificação do ar, entre outros, a importância destes ambientes é pouco reconhecida pelos tomadores de decisão e pela sociedade de modo geral (WITTMANN e JUNK, 2016). Um exemplo disso a alteração da definição de Áreas de Preservação Permanente (APPs) em margens de rios no novo Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 12.561 de 25 de maio de 2012), que passou a ser a partir do canal do leito regular dos cursos d'água, deixando de ser a partir do nível mais alto dos rios durante o período de cheia. Na prática, isso se traduz em uma redução na faixa de proteção das florestas inundáveis. Além disso, ainda que o Código Florestal apresente definições de APPs para diferentes ambientes como rios e nascentes, nenhuma dessas regras precisa ser seguida no caso de obras de utilidade pública, como a construção de estradas ou o estabelecimento de usinas hidrelétricas, o que enfraquece a legislação ambiental para alguns dos empreendimentos que mais causam danos às áreas úmidas brasileiras (ROSA et al., 2015).

A Amazônia é o bioma brasileiro com o maior número de Áreas Protegidas do país, com mais de 50% da sua área coberta por alguma categoria de proteção (MMA, 2022; MAPBIOMAS, 2022). Porém, a seleção de áreas prioritárias para conservação é estabelecida, principalmente, com base em dados relativos a organismos e ecossistemas terrestres (FREDERICO et al., 2018), deixando a conservação dos ecossistemas de água doce em segundo plano (CASTELLO et al., 2013; FAGUNDES et al., 2016). Devido a necessidade de promover a conservação e incentivar o uso sustentável dos ambientes de áreas úmidas, o Brasil, desde 1993, é signatário da Convenção Ramsar sobre Zonas Úmidas (DAROLD, 2018), tratado que inclui ações para a conservação de áreas úmidas, como a introdução de Sítios Ramsar. Entretanto, hoje, há apenas 9 Sítios Ramsar na Amazônia brasileira (RAMSAR, 2022), e estima-se que abrangem menos de um quinto das áreas úmidas da região (ANDERSON et al., 2019; HESS et al., 2015).

Nas últimas décadas, ocorreu um expressivo aumento da disponibilidade de pontos de presença das espécies com acesso livre e gratuito, juntamente com a evolução dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e métodos estatísticos, permitindo ampliar os estudos voltados à distribuição das espécies e do ambiente em que estão presentes (SOBERÓN, 2007). Assim, houve um aumento significativo nos estudos relacionados à distribuição de espécies, com as mais diversas finalidades de uso, entre as quais a conservação genética, como os efeitos antropogênicos sobre os padrões de biodiversidade em diferentes escalas espaciais, nas áreas da ecologia, biogeografia, evolução e, mais recentemente, em biologia da conservação e pesquisa de mudanças climáticas (GUISAN e THUILLER, 2005).

Neste trabalho, o objetivo foi investigar de que maneira as mudanças climáticas representam uma ameaça à distribuição de espécies de várzea baixa e várzea alta da Amazônia. Assim, foi avaliado se as espécies sofrerão redução em suas áreas de adequação climática, de acordo com os diferentes cenários de mudanças climáticas projetados pelo IPCC para as próximas décadas. Avaliou-se se a configuração atual das Áreas Protegidas será suficiente para garantir a conservação das espécies no futuro. E foram indicados locais prioritários para a implementação de políticas voltadas à conservação das espécies de várzea.

2) Objetivos

2.1. Objetivo geral

Delimitar a área de distribuição natural de espécies de várzea baixa e alta da Amazônia, e avaliar as alterações ocorridas em cenários futuros em função das mudanças climáticas, indicando áreas potencialmente de maior importância para conservação.

2.2. Objetivos específicos

- Delimitar a distribuição geográfica atual e futura das espécies;
- Identificar as Áreas Protegidas que conservam áreas de adequabilidade climática para as espécies no presente e projetar as alterações nessas áreas no futuro, em função das mudanças climáticas;
- Identificar locais prioritários para a implementação de políticas de conservação para as espécies de várzea da Amazônia.

3) Revisão de literatura

3.1. Considerações gerais sobre áreas úmidas

As áreas úmidas estão distribuídas ao longo de todos os continentes, exceto na Antártida, e compreendem 6% da superfície da Terra (ROSA et al., 2015). A Bacia Amazônica compreende uma área de 5,3 milhões de km² (HESS et al., 2015). Devido à alta precipitação anual, geralmente contando com volumes superiores a 2.000 mm por ano, e ao relevo plano na maior parte da bacia (WITTMANN e JUNK, 2016), cerca de 840.000 km² ou 14% de sua área é coberta por um sistema complexo de diferentes tipos de zonas úmidas (HESS et al., 2015).

Na literatura internacional, existem várias definições para áreas úmidas, entre outras, aquelas do *International Biological Program* (IBP), da Convenção de Ramsar e do U.S. *Fish and Wildlife Service* (USFWS) (JUNK et al., 2020). No entanto, para as áreas úmidas brasileiras, até pouco tempo não havia uma classificação muito clara, até que Junk et al. (2014) propuseram a seguinte definição: “Áreas úmidas são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica”. Assim, de forma simplificada, pode-se inferir que as áreas úmidas são aquelas situadas entre os sistemas terrestres e os aquáticos.

De acordo com seu regime hidrológico, as áreas úmidas podem ser divididas em dois grandes grupos: aquelas com coluna de água relativamente estável, como os pântanos e as turfas, e as áreas úmidas com grandes flutuações de nível da água. As áreas alagáveis são o melhor exemplo dessa segunda categoria, dado que alternam fases aquáticas e terrestres de forma bem definida (PIEIDADE et al., 2013). Na Amazônia, as fases aquáticas e terrestres, ou cheias e secas, variam de acordo com o regime pluviométrico da bacia. A precipitação é claramente periódica, com uma estação chuvosa de dezembro/janeiro a abril/maio e uma estação seca de junho/julho a outubro/novembro. Há um atraso de tempo entre a estação das chuvas e a estação das cheias, de três a quatro meses, pois as cheias só ocorrem após o início da estação das chuvas e diminuem após o seu final (PAROLIN et al., 2010).

A alternância entre fase aquática e terrestre é classificada por Junk et al. (1989) como pulso de inundação. A maioria das áreas úmidas tropicais e subtropicais pertence aos sistemas de pulso de inundação. Elas passam periodicamente por uma fase terrestre, que frequentemente atinge mais de 90% da sua área total. No Brasil, isso vale para mais de 90% das áreas úmidas (JUNK et al., 2020). De acordo com Junk et al. (1989), as áreas alagáveis ocupam a chamada

zona de transição aquática/terrestre (ATTZ), onde terra e água se conectam por uma divisa móvel (zona litoral móvel). Nesses ecossistemas, o principal fator responsável pela existência, produtividade e interações é o ciclo de flutuação do nível da água (JUNK et al., 1989), o pulso de inundação. Este pulso pode variar em amplitude, duração, frequência e previsibilidade (PIEDADE et al., 2013).

Há várias classificações para áreas alagáveis, dependendo do seu pulso de inundação, aqui será adotado o sistema de classificação definido por Junk et al. (2011), que adaptou os parâmetros (clima, hidrologia, qualidade química da água e sedimentos, e aspectos botânicos) adotados por Brinson (1993) na criação do “Sistema de classificação de zonas úmidas hidrogeomórficas” às condições geomorfológicas, hidrológicas e botânicas específicas da Bacia Amazônica. Para áreas alagáveis na Bacia Amazônica, as principais categorias definidas por Junk et al. (2011) são:

- Zonas úmidas sujeitas a pulsos de inundação monomodais (uma fase de seca e de cheia por ano) previsíveis e de longa duração. Esta categoria possui duas subdivisões principais: as de alta amplitude (várzeas e igapós) e as de baixa amplitude (grandes zonas úmidas interfluviais que são inundadas principalmente pela água da chuva);

- Zonas úmidas sujeitas a pulsos de inundação polimodais (várias fases de seca e cheia por ano) curtos e previsíveis, como manguezais, praias arenosas, planícies de lama e lagoas costeiras;

- Zonas úmidas sujeitas a pulsos de inundação polimodais curtos e imprevisíveis (áreas ripárias ao longo de igarapés e pequenas depressões, alagadas por pancadas de chuvas locais).

Dentre as áreas úmidas amazônicas sujeitas a pulsos de inundação previsíveis e de longa duração se destacam as várzeas e os igapós, que são áreas alagáveis associadas aos grandes rios (MARINHO et al., 2015). Estas áreas se estendem por cerca de 750.000 km² (MELACK e HESS, 2010) e mantêm >1000 espécies de árvores que desenvolveram um conjunto de características adaptativas para lidar com os ciclos anuais de inundação e secagem (PAROLIN et al., 2010).

De acordo com a coloração e a composição físico-química da água, Sioli (1957), classifica os rios amazônicos em rios de água branca, preta ou clara. Quando as áreas alagáveis são influenciadas por rios de águas brancas, com altas cargas sedimentares ricas em nutrientes, de origem andina ou pré-andina, são denominadas de várzeas (WITTMANN et al., 2020). Os principais representantes deste tipo de água são os rios Solimões/Amazonas, Madeira e Purus (MARINHO et al., 2015). Quando são influenciadas por rios de água preta ou clara, de origem

dos escudos cratônicos no Norte (Escudo das Guianas) ou Sul (Escudo Central Brasileiro) da Amazônia, com pouca carga sedimentar e, geralmente, pobre em nutrientes, são denominadas de igapós (WITTMANN et al., 2020). O rio Negro é o maior representante de rios de água preta, enquanto os rios Tapajós, Xingu, Araguaia, Guaporé, Branco e Trombetas representam os de águas claras (MARINHO et al., 2015). As áreas de várzeas são estimadas em aproximadamente 450.000 km², enquanto os igapós cobrem uma área aproximada de 300.000 km² (MELACK & HESS, 2010).

3.2. Ambientes de várzea

Com uma área aproximada de 450.000 km², a várzea amazônica é uma das maiores áreas úmidas da Amazônia, rica em espécies de plantas e animais e desempenha um papel importante na história da paisagem, evolução, hidrologia e ciclos biogeoquímicos da Bacia Amazônica (JUNK et al., 2012; MELACK e HESS, 2010). As várzeas são inundadas sazonalmente por rios de água branca que ocorrem ao longo do Rio Solimões/Amazonas e seus principais afluentes (WITTMANN et al., 2002). A extensão média da inundação nesses ambientes depende da precipitação, vazão e topografia das planícies inundadas e varia ao longo do curso do rio (WITTMANN et al., 2006). As inundações são maiores na parte central da Bacia Amazônica, onde ultrapassam 10 m próximo à confluência dos rios Solimões e Negro, e diminuem para 4–6 m em direção às partes oeste e leste da bacia (WITTMANN & JUNK, 2016).

A paisagem das várzeas resulta da dinâmica hidrogeomorfológica dos sistemas de seus rios (WITTMANN et al., 2020). Assim devido a variabilidade da extensão e duração média das inundações ao longo da bacia, somado à grande entrada de sedimentos e materiais em suspensão, os rios de água branca formam sistemas altamente dinâmicos de canais de rios em constante migração, criando uma variedade de planícies de inundação e micro-habitat florestais (PIEDEDE et al., 2013). O gradiente de inundação tem relação direta com a composição e estrutura florestal das várzeas. Em estudo na Amazônia central, Junk (1989) analisou a distribuição de espécies arbóreas em florestas de várzeas ao longo do gradiente de inundação. O autor classifica diferentes comunidades arbóreas que se estabeleceram em áreas com período de inundação distintos: comunidade arbórea alta, comunidade arbórea baixa e comunidade arbustiva baixa, com respectivamente 140, 230 e 270 dias de inundação por ano. Ayres (1993) em florestas de várzea no Baixo Rio Japurá também observou diferentes estruturas florestais dependendo da altura e duração da inundação. Utilizando denominações locais classificou as

florestas em “chavascal” (inundação média de 6,0-7,0 m), “restinga baixa” (2,5-5,0 m), e “restinga alta” (1,0-2,5 m).

Além das inundações, os processos de sedimentação e erosão e as características físicas do substrato são fatores ambientais determinantes no desenvolvimento de diferentes tipos de floresta de várzea (WITTMANN et al., 2010). O substrato da várzea é caracterizado por processos de sedimentação aluvial. Os solos são aluviais-hidromórficos, em sua grande maioria compostos por areia fina, silte e argila (DE OLIVEIRA et al., 2000). Assim como ocorre com a distribuição das espécies, os substratos das várzeas também variam de acordo com o gradiente de inundação. A sedimentação e a textura do solo estão ligadas à distância dos locais dos canais do rio principal e ao período de inundação ao qual os locais estão sujeitos (MERTERS et al., 2010; WITTMANN et al., 2004). Segundo Irion et al. (1997), a descarga de sedimentos diminui fortemente com o aumento da distância do canal do rio principal, simultaneamente, a proporção de argila no solo aumenta. Por outro lado, em áreas mais próximas dos cursos de água, camadas de sedimentos com mais de um metro de espessura podem ser depositados em um único ano. As condições instáveis do habitat causadas pela sedimentação e erosão resultam em uma colcha de retalhos altamente diversificada de micro-habitat, que é refletida pela estrutura florística e fisionômica da cobertura florestal (WITTMANN et al., 2010).

As inundações periódicas impõem uma série de restrições para as árvores que habitam as florestas de várzea, causando mudanças drásticas na biodisponibilidade de nutrientes, níveis de oxigênio e concentrações de fitotoxinas. Além disso, ocorrem num período em que as condições de temperatura e luminosidade são ótimas para o crescimento e desenvolvimento das plantas, o que implica na necessidade de adaptações (JUNK e PIEDADE, 2010; PAROLIN et al., 2004). Tais adaptações às inundações apresentam-se em diferentes formas, níveis e combinações: raízes adventícias, aumento da porosidade nas raízes, formação de aerênquima no córtex da raiz, incorporação de suberina na exoderme da raiz, liberação de substâncias tóxicas voláteis para a atmosfera, enriquecimento da rizosfera com oxigênio, redução da fotossíntese, metabolismo anaeróbico, dentre outras (PIEDEDE et al., 2013). Ferreira et al. (2010), avaliaram a germinação e o crescimento de mudas de *Himatanthus sucuuba* (Apocynaceae) em ambientes de várzea e de terra firme na Amazônia. O estudo mostrou diferenças significativas tanto fenotípicas quanto genotípicas entre as populações dos diferentes ambientes. Tais resultados indicam que as adaptações das espécies de várzea podem dar início a processos de especiação. Apesar de poucos estudos, para muitas espécies os efeitos da seca podem ser tão importantes quanto o alagamento para a sobrevivência e o crescimento,

principalmente quando as baixas dos rios coincidem com a precipitação mínima. De forma geral, adaptações como raízes adventícias, a formação de tecidos aerênquima, e a queda foliar que são comumente referidas como adaptações ao estresse ao alagamento também podem mitigar os efeitos do estresse por seca (PAROLIN et al., 2010; PIEDADE et al., 2013).

3.3. Florestas de várzea e seus estágios sucessionais

Aproximadamente 75% da várzea amazônica é coberta por floresta, as árvores se estabelecem onde a altura média da inundação é inferior a 7,5 m, resultando na submersão parcial ou total de raízes, partes das porções inferiores dos troncos ou a planta inteira, por períodos de até 230 dias (JUNK, 1989; WITTMANN et al., 2004, 2013, 2020). A distribuição dos diferentes tipos de floresta de várzea é determinada por adaptações de espécies de árvores a diferentes níveis e períodos de inundação, e a maioria dos habitats e espécies são fortemente zoneados ao longo do gradiente de inundação. Isso leva a estágios sucessionais característicos com composição de espécies, diversidade e estrutura florestal distintas (WITTMANN et al., 2010).

Vários autores como Ayres (1993), Hueck (1966), Junk (1989) e Pires e Koury (1959) descrevem o zoneamento e classificam diferentes comunidades arbóreas ao longo do gradiente de inundação nas florestas de várzeas. No entanto, a definição mais usual e difundida na literatura é a estabelecida por Wittmann et al. (2002, 2004), que classificam as florestas de várzea em dois grandes habitats principais: 1) florestas de várzea baixa, influenciados por inundações médias com alturas entre 3,0 a 7,5 m (correspondente a um período médio de inundação entre 50-230 dias/ano), e 2) florestas de várzea alta, influenciadas por inundações médias com alturas chegando até 3,0 m (período médio de inundação <50 dias/ano). Os autores destacam dois fatores principais como responsáveis pela distribuição e estrutura das comunidades florestais de várzea: primeiro, as diferentes topografias que resultam em diferentes alturas e períodos de inundação, como descrito por Ayres (1993) e Junk (1989), e segundo, a sucessão ecológica, como abordado por Worbes et al. (1992) e Worbes (1997).

Há ainda outros dois tipos de habitats dentro dos ambientes de várzea, denominados de chavascal e matupá. O primeiro é um termo introduzido por Ayres (1993), e adaptado por Wittmann et al. (2004) como uma unidade vegetal especial dentro da várzea baixa formado por uma floresta pantanosa pobre em espécies, que se estabelece em curvas e depressões topográficas fora dos canais dos rios principais. O segundo é um tipo florestal de várzea específico, que se desenvolve em ilhas flutuantes formadas por material orgânico ao longo de

pequenos lagos, geralmente, são colonizadas por gramíneas, samambaias, e outras plantas herbáceas tolerantes a solos encharcados (WITTMANN et al., 2020). O presente estudo teve como foco principal as tipologias florestais de várzea baixa e várzea alta.

3.3.1. Várzea baixa

Devido às altas variações geomorfológicas e frequente perturbação do habitat por sedimentação e erosão, as florestas de várzea baixa são caracterizadas por uma colcha de retalhos de micro-habitat. Um inventário baseado em sensoriamento remoto revelou que os diferentes tipos de floresta de baixa várzea cobrem uma área de 85-90% da área florestal na várzea ocidental brasileira (WITTMANN et al., 2002, 2006).

Os estágios de sucessão das florestas de várzea se iniciam na várzea baixa. A fase inicial da sucessão se estabelece em níveis de inundação abaixo de 7,5 m (por um período médio de 230 dias) e é caracterizada por uma baixa riqueza de espécies, alta densidade de árvores e dosséis mal estratificados (WITTMANN et al., 2002, 2004; WORBES et al., 1992). As espécies *Alchornea castaneifolia* e *Salix martiana* são as maiores representantes dessa fase, apresentando adaptações às inundações altas e prolongadas e às altas taxas de sedimentação, mas só se estabelecem em locais com a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) entre 70-100% (WITTMANN et al., 2010, 2020; WITTMANN e JUNK, 2003). Por serem espécies pioneiras exigentes de muita luz, são caracterizadas por um crescimento rápido, ciclos de vida relativamente curtos e um alto potencial para reprodução vegetativa e sexual (SCHÖNGART et al., 2003; WITTMANN et al., 2010). As idades médias máximas destas árvores são de apenas 10 anos. Na várzea da Amazônia Central, *Alchornea castaneifolia* é geralmente mais abundante nas florestas pioneiras do que *Salix martiana*, a qual parece ter eventos de estabelecimento e propagação cíclicos, desaparecendo de um dado local por períodos de alguns anos (OLIVEIRA, 1998; WITTMANN et al., 2020; WORBES et al., 1992). Após seu estabelecimento, a floresta pioneira favorece a sedimentação, pois seus troncos e raízes resistem à correnteza da água, reduzindo a sua energia, levando a um contínuo aumento do nível topográfico de seus estandes. Adicionalmente, promovem sombreamento o que reduz o estabelecimento das espécies de gramíneas, propiciando o estabelecimento de espécies de árvores moderadamente exigentes por luz (WITTMANN et al., 2020).

As florestas de sucessão secundária inicial são dominadas por espécies de *Cecropia latiloba* que formam grupamentos densos não estratificados com até 1.000 indivíduos/ha (≥ 10 cm DAP) com idade média máxima entre 15-20 anos (WITTMANN et al., 2010; WORBES et

al., 1992). Essas florestas geralmente são encontradas próximas aos canais dos rios principais, a altura do dossel está associada à idade dos sedimentos depositados e a sequência de estabelecimento (WITTMANN et al., 2010). Na Amazônia Central essas florestas se estabelecem em locais onde a altura média de inundação varia de 6,0 a 4,5 m, a alta densidade dos povoamentos favorece a sedimentação e a estabilização do substrato de suas áreas de ocorrência, reduzindo o impacto da inundação. Combinado com a radiação solar reduzida sob seu dossel, estas florestas favorecem o estabelecimento das espécies de árvores do estágio sucessional secundário tardio (WITTMANN et al., 2020).

Os estágios secundários tardios ocorrem perto das margens dos rios e são compostos por cerca de 500-600 indivíduos, pertencentes a 20-50 espécies de árvores (WITTMANN et al., 2004, 2010). Esses estágios são caracterizados pelo início de estratificação. As espécies características do dossel superior são *Pseudobombax munguba*, *Laetia corymbulosa* e *Luehea cymulosa*; no estrato inferior ocorrem *Maclura tinctoria*, *Nectandra amazonum*, e *Crateva tapia*. A altura da inundação é, em geral, entre 5,0 e 4,0 m, e o tempo de inundação se prolonga por 210-160 dias/ano (WITTMANN et al., 2020). As idades máximas médias do povoamento são 60-80 anos. O RFA do solo da floresta fica entre 7-10%. Em bacias de lagos, a densidade de árvores e a riqueza de espécies são frequentemente menores devido aos longos períodos de inundação (WITTMANN et al., 2010; WORBES et al., 1992).

Ainda na várzea baixa ocorrem as florestas dos estágios sucessionais tardios que apresentam de 70 a 90 espécies por hectare. O nível de inundação é entre 4,5 e 3,0 m, correspondendo a um período de alagamento de 50-120 dias/ano. Nessa fase as florestas são bem estratificadas, com cerca de 40% do total de árvores (≥ 10 cm DAP) atingindo o estrato superior, alcançando alturas entre 30 e 35 m. As espécies características do estrato superior são *Piranhea trifoliata*, *Handroanthus barbatus* e *Hevea spp.*; nos estratos inferiores ocorrem *Pouteria spp.*, *Oxandra spp.* e *Duroia duckei*. A RFA no solo destas florestas fica em média entre 3 e 5%. As idades máximas registradas foram de aproximadamente 400 anos, obtidas em *Piranhea trifoliata* (WITTMANN et al., 2010, 2020; WORBES et al., 1992).

Para Worbes et al. (1992) o estágio sucessional tardio na várzea baixa representaria a última fase da sucessão florestal na várzea ou o estágio clímax, devido à elevada idade das árvores encontradas nessas florestas. Contudo, Wittmann et al. (2010, 2020) baseados em inventários florísticos realizados na Amazônia: por Cattanio et al. (2002) na Amazônia Oriental, Wittmann et al. (2002) e Balslev et al. (1987), na Amazônia Central, e por Dallmeier et al. (1996) e Nebel et al. (2001) na Amazônia Ocidental, enfatizam a probabilidade das florestas

dos estágios sucessionais tardios da várzea baixa estarem estabelecidas em locais com constantes mudanças ambientais, sendo substituídas por florestas de várzea alta. Dependendo da distância das florestas de estágios sucessionais tardios do canal principal do rio, este desenvolvimento pode demandar vários séculos, propiciando o estabelecimento de vários estágios intermediários.

3.3.2. Várzea alta

As florestas de várzea alta são as que apresentam maior riqueza de espécies em ambientes de várzea. Na Amazônia Central e Ocidental, a riqueza de espécies pode alcançar de 120 a 160 espécies por hectare (WITTMANN et al., 2010, 2020). As florestas de várzea alta se estabelecem em locais com nível médio de inundação abaixo de 3 m, dependendo da posição ao longo do gradiente de inundação, o período médio de inundação nessas florestas não chega a 50 dias/ano, e pode até mesmo não haver inundação em anos excepcionalmente secos, como durante eventos de El Niño (WITTMANN et al., 2002, 2004, 2010, 2020). Muitas árvores ocorrem em baixa abundância, e são representadas, frequentemente, por apenas um indivíduo/ha. Essas florestas mostram uma estratificação típica, com um dossel superior com altura de 30-35 m, e árvores emergentes de até 45 m de altura. Devido às fases terrestres relativamente longas, as árvores crescem durante a maior parte do ano, o que produz um estrato inferior caracteristicamente denso. Na Amazônia Central, os gêneros abundantes no estrato superior são *Terminalia*, *Aspidosperma* e *Guarea*, no estrato intermediário *Pouteria*, *Brosimum*, e *Eschweilera*, e no estrato inferior *Inga*, *Duguetia* e *Annona* (WITTMANN et al., 2010, 2020).

As florestas de várzea alta podem ser classificadas como o estágio final clímax da sequência sucessional da várzea (WITTMANN et al., 2002). Costumam se estabelecer ao longo das elevações das margens dos rios e canais de rios secundários. Devido ao período relativamente longo de seu desenvolvimento geomorfológico, que aumenta a probabilidade de fragmentação do habitat através dos leitos dos rios e canais dos rios em movimento constante, as florestas de alta várzea ocorrem em aproximadamente 10-15% da paisagem florestada da várzea (WITTMANN et al., 2002, 2010). A fração esmagadora de seu substrato é argilosa e a RFA no solo fica apenas entre 1 e 3%, o que é semelhante às condições de luz encontradas em florestas de terra firme não perturbadas (WITTMANN et al., 2010, 2020; WITTMANN e JUNK, 2003).

3.4. Estado de conservação das áreas úmidas

As áreas úmidas oferecem múltiplos serviços ecossistêmicos e ambientais de importância para as populações humanas locais e para a sociedade em geral, como a regulação do ciclo hidrológico, fornecimento de água limpa, manutenção de espécies vegetais e animais altamente adaptadas (muitas delas endêmicas), regulação do microclima, estocagem de carbono, abastecimento do lençol freático, ecoturismo, fornecimento de produtos florestais madeireiros e não madeireiros, pescado e produtos agropecuários (ROSA et al., 2015; SCHÖNGART, 2020).

Todos os países amazônicos são membros da Convenção Ramsar sobre Zonas Úmidas, tratado criado em 1971 com o objetivo inicial de conservar áreas frequentadas por aves migratórias aquáticas, e que foi adaptado em 1980 para também incluir ações nacionais e internacionais para a conservação e o uso sustentável das áreas úmidas (ROSA et al., 2015). No entanto, a maioria das zonas úmidas e sítios Ramsar ainda necessitam de um sistema de monitoramento estratégico. O monitoramento quantitativo das condições ambientais é completamente inexistente, dificultando a identificação e valoração de serviços ecossistêmicos. (WITTMANN e JUNK, 2016). Ainda assim, não há nenhuma iniciativa transnacional para a conservação das zonas úmidas da Amazônia, e apenas alguns países, como Brasil e Peru, têm comitês nacionais de Ramsar ou de zonas úmidas. Portanto, os locais Ramsar muitas vezes sofrem com a falta de coordenação nos níveis regional e nacional, enfraquecendo a cooperação entre os locais e complicando a formulação de especificações e estratégias de conservação de zonas úmidas (WITTMANN e JUNK, 2016).

Um agravante para a criação de legislações específicas de proteção e uso racional das áreas úmidas, foi o fato do Brasil, até recentemente, não possuir uma definição para o termo, o que ficou evidente na discussão sobre o novo Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 12.561 de 25 de maio de 2012). Em suma, a discussão tratou majoritariamente de florestas de terra firme, deixando as áreas úmidas e seus importantes serviços ecossistêmicos de lado, o que foi justificado pela falta de uma definição adequada (JUNK et al., 2020; ROSA et al., 2015). A abordagem do novo Código Florestal foi criticada e o ponto mais polêmico foi a alteração da definição de Áreas de Preservação Permanente (APPs) em margens de rios. No antigo Código Florestal de 1965 (Lei 4.771/65), modificado pela Lei 7.803 (18 de julho de 1989), a definição de APPs era baseada no nível máximo da água do rio durante a época de cheia. Com o novo Código Florestal, a delimitação das faixas marginais de APPs passou a ser definida a partir do leito regular dos cursos d'água, o que além de ser difícil de definir em sistemas com pulsos de

inundação com altas amplitudes, como os ambientes de várzea, acaba reduzindo a faixa de proteção nesses ecossistemas (JUNK et al., 2020; PIEDADE et al., 2012).

Mais de 50% da área remanescente de floresta tropical da Bacia Amazônica é abrigada por algum tipo de área protegida, no entanto, a maior parte da proteção é direcionada à distribuição de taxons terrestres, o que limita a conservação integrativa de sistemas de água doce (ABELL et al., 2007; SOARES-FILHO et al., 2010). Além disso, muitas áreas protegidas são regidas por leis que flexibilizam a extração de madeira (na grande maioria das vezes realizada de forma insustentável), atividades de mineração ou o desenvolvimento de barragens para geração de energia hidrelétrica (FERREIRA et al., 2014; WITTMANN e JUNK, 2016). Por outro lado, é importante destacar a região do “Complexo de Conservação da Amazônia Central” uma grande área de conservação com mais de seis milhões de hectares declarados Patrimônio Natural da Humanidade pela UNESCO no ano de 2000, formada pelas Reservas de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (um dos sítios brasileiros da Convenção de Ramsar) e Amanã e pelo Parques Nacionais do Jaú e Anavilhanas (AYRES et al., 2005; SCHÖNGART, 2020). Desde 1992, vários projetos de manejo com participação comunitária foram iniciados na área focal da RDS Mamirauá (cerca 2.600 km²) com base em estudos socioeconômicos e bioecológicos da pesca, agricultura, sistemas agroflorestais, ecoturismo, e manejo florestal (SCHÖNGART, 2020).

3.5. Principais ameaças às várzeas

As principais ameaças aos ambientes de várzea incluem o desmatamento, principalmente na conversão em áreas para agricultura e pastagem, bem como a exploração não sustentável dos recursos madeireiros; o represamento de rios para geração de energia hidrelétrica; o aumento da temperatura previstos pelos diferentes cenários de mudanças climáticas (ver capítulo 3.6); mudanças locais na hidrologia (para a construção de estradas, por exemplo); e atividades de mineração, além das novas ameaças que surgem com a revisão do Código Florestal em 2012 (ver tópico 3.4) (PIEADADE et al., 2012; ROSA et al., 2015; SCHÖNGART, 2020).

O desmatamento afeta as zonas ribeirinhas, particularmente no "arco do desmatamento" do sul da Amazônia, onde muitos rios e riachos foram desmatados para a expansão de atividades agrícolas (JUNK, 2013). O desmatamento afeta as áreas úmidas no curto prazo por causa das condições hidrológicas alteradas localmente, como evapotranspiração diminuída e aumento do escoamento, temperatura da água e descarga de córregos, enquanto os efeitos de longo prazo

incluem regimes de precipitação reduzidos e alterações na sazonalidade das chuvas (WITTMANN & JUNK, 2016).

O represamento de rios amazônicos para geração de energia hidrelétrica é uma ameaça crescente, com talvez as consequências mais desastrosas para a biota de áreas úmidas em grande escala. As barragens interrompem a conectividade hidrológica de várias maneiras; levam à eliminação ou redução dos ciclos hidrológicos naturais e pulsos de inundação; retêm sedimentos e nutrientes; alteram a temperatura da água; e atuam como barreiras de dispersão para peixes e outros organismos aquáticos (WITTMANN e JUNK, 2016). Os efeitos negativos são imensos e intensos e podem se estender por longas distâncias ao redor da área da hidrelétrica, com alguns efeitos somente percebidos depois de décadas, ou que ainda virão a ser conhecidos. Na Amazônia essas obras têm provocado enormes danos ambientais e problemas sociais, altos custos, baixa produção de energia, e grandes emissões de gases de efeito estufa (LOPES et al., 2020). A implementação da usina hidrelétrica de Balbina no Rio Uatumã na década 1980, por exemplo, causou grandes distúrbios no regime hidrológico a jusante da barragem. O período anterior à construção da usina apresentou o típico pulso monomodal de inundação regular e previsível, porém, após o início da operação da barragem hidrelétrica, no ano de 1989, observa-se um padrão irregular e imprevisível do regime hidrológico do Rio Uatumã, resultado da demanda de geração de energia elétrica pela hidrelétrica. Isso resultou em um aumento significativo de níveis mínimos anuais e na diminuição da amplitude anual em áreas alagáveis a jusante da barragem. Estas mudanças abruptas do regime hidrológico regular e previsível causaram nas baixas topografias das áreas alagáveis a mortalidade em grande escala de espécies arbóreas, devido aos vários anos consecutivos de inundação (SCHÖNGART e JUNK, 2020). Já existem 22 hidrelétricas em funcionamento na Bacia Amazônica. Além disso, o governo brasileiro inventariou mais 33 áreas potenciais para a implantação de hidrelétricas ao longo dos rios com áreas alagáveis da Amazônia, com a previsão de serem construídas até o ano de 2026. Além disso, os governos do Peru, Bolívia e Equador planejaram 151 hidrelétricas na Amazônia Andina, afetando 5 dos 6 principais tributários do Rio Amazonas (LOPES et al., 2020). A maioria das novas barragens será estabelecida ao longo dos rios Araguaia-Tocantins, Tapajós e Madeira, no sul da Amazônia, mas também existem planos de construção para os rios Xingu, Purus e Negro (Brasil), bem como para os rios Ucayali, Marañon e Napo Rios (Peru) e Rios Caquetá-Japurá (Colômbia) (WITTMANN e JUNK, 2016).

3.6. Mudanças climáticas e seus impactos nas várzeas

Nas várzeas amazônicas, o clima e a hidrologia estão intimamente conectados e possuem influência fundamental em sua ecologia e dinâmica e nas atividades econômicas das populações locais. Na Amazônia Central, uma distinta sazonalidade da precipitação e de outros parâmetros climáticos podem ser observados. Esta sazonalidade aumenta em direção ao sul e ao norte, respectivamente, resultando na transição da floresta tropical úmida para o bioma savânico do Centro-Oeste brasileiro (Cerrado) no Sul e de Roraima (Lavrado) na região Norte do Brasil. A sazonalidade de chuva é refletida no comportamento de descarga dos córregos e rios. Mudanças na precipitação e a área da cabeceira determinam a frequência, duração, amplitude, e previsibilidade do regime hidrológico (JUNK et al., 2011; RIBEIRO e ADIS, 1984; SCHÖNGART e JUNK, 2020).

A temperatura média anual na Amazônia Central foi de 26,6 °C no período 1910-1979. Os meses mais quentes são setembro e outubro (época seca), durante os quais a temperatura média mensal oscila entre 27,5-27,6 °C, enquanto na época chuvosa as temperaturas médias mensais ficam em torno de 25,9-26,0 °C (fevereiro-abril) (SCHÖNGART e JUNK, 2020). O aumento da temperatura global registrado na superfície terrestre (IPCC, 2013) também é observado na Amazônia. Em relação à média do período 1910-1979, as temperaturas médias mensais na cidade de Manaus subiram 0,5 °C durante o período 1980-2015 e as temperaturas mínimas e máximas mensais 0,3 °C e 0,6 °C, respectivamente (SCHÖNGART e JUNK, 2020). Para a Bacia Amazônica, houve um aumento de temperatura de 0,5-0,6 °C durante os últimos 40 anos (MARENGO et al., 2018).

Os ciclos hidrológicos dos grandes rios na Bacia Amazônica integram anomalias de temperaturas superficiais do mar (TSM) do Pacífico Equatorial (El Niño, La Niña) e do Atlântico Tropical (SCHÖNGART e JUNK, 2020). Eventos climáticos severos como a grande seca de 1926, que reduziu em 42% as taxas de chuvas e causou incêndios florestais em larga escala ao longo do Rio Negro são geralmente associados com fortes anomalias de TSMs (PIEIDADE et al., 2012).

O tema de mudanças climáticas e aquecimento global passou a fazer parte da agenda internacional a partir da década de 1980. Com o objetivo de aprimorar o conhecimento científico sobre o assunto, a Organização Mundial de Meteorologia (OMM) e o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNPE) criaram, em 1988, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). Até o momento o IPCC distribuiu cinco extensos relatórios científicos sobre o tema (em 1990, 1996, 2001, 2007 e 2013), o sexto está sendo produzido e

tem previsão de lançamento para 2022 (BARROS & ALBERNAZ, 2014). Desde o primeiro relatório em 1990, o IPCC prever para as próximas décadas aumentos de temperatura e nível médio do mar no mundo todo, com aumento da frequência de eventos extremos de secas e de chuvas. Conforme o IPCC estas alterações não se devem às variações naturais que ocorrem com o clima, mas sim às atividades realizadas pelo homem no planeta a partir do século 19. Entre elas são citadas a revolução industrial e emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) por queima de combustíveis fósseis, queimadas e desmatamento (BARROS e ALBERNAZ, 2014; LOPES et al., 2020).

As alterações do clima de origem antropogênica têm grandes impactos sobre a biodiversidade das áreas úmidas, pois levam a modificações na hidrologia e hidroquímica das águas, modificando a duração e frequência de alagamentos, aumentando a erosão do solo, a evapotranspiração e a propensão ao fogo. Em áreas alagáveis da Amazônia, anos consecutivos de secas ou cheias extremas podem impactar a vegetação substituindo espécies vulneráveis por outras mais tolerantes às novas condições. Isto leva à perda de biodiversidade, o que é negativo para os ecossistemas e principalmente para os povos tradicionais que dependem dos recursos da floresta (LOPES et al., 2020).

3.7. Modelagem de distribuição de espécies

Modelos de distribuição de espécies são modelos empíricos que relacionam a ocorrência de uma espécie a variáveis preditoras ambientais, com base em superfícies de resposta derivadas estatisticamente ou teoricamente (GUISAN e THUILLER, 2005). Esses estudos também são comumente chamados de modelagem de nicho ecológico, modelagem de nicho ambiental, modelagem de habitat, modelos de adequação ambiental e modelagem de envelope climático (HIJMANS & ELITH, 2013). A denominação varia de acordo com os objetivos e os preditores utilizados. No entanto, para Kearney (2006), o conceito de nicho é usado de forma inconsistente e com alguma confusão em muitos estudos de modelagem. O autor acredita que para modelar o nicho ecológico de uma espécie é necessário compreender como os diferentes fatores ambientais no habitat de um organismo interagem com o próprio organismo para afetar sua aptidão (crescimento, sobrevivência e reprodução). Assim, modelos que correlacionam a ocorrência com dados espaciais físicos (a maioria dos estudos) seriam capazes de projetar simulações da distribuição espacial das espécies, mas insuficientes para descrever o nicho das espécies.

Por outro lado, Soberón (2007), acredita que os estudos de nicho ecológico podem ser classificados em duas classes, de acordo com dois conceitos clássicos. A classe Grinneliana, baseada em Grinnel (1917) que define nicho como áreas propícias ao estabelecimento de uma determinada espécie, referindo-se, principalmente, às condições abióticas. E a classe Eltoniana, baseada em Elton (1927) que foca nas interações bióticas e na dinâmica de consumo de recursos das espécies como premissas básicas de nicho. Ambas as classes de nichos são relevantes para a compreensão da distribuição dos indivíduos de uma espécie, mas as características da classe Eltoniana são difíceis de serem mensuradas sendo empregado apenas em estudos específicos e em escalas locais, enquanto que os estudos de nichos Grinnellianos são bastante difundidos e utilizados em escalas mais amplas com um conjunto de variáveis (temperatura, precipitação, radiação solar, aspecto do terreno, etc.) cada vez mais disponíveis para todo o planeta (SOBERÓN, 2007).

Hutchison (1957, 1978) estabeleceu dois conceitos que se assemelham aos conceitos clássicos de nicho ecológico de Grinnel (1917) e Elton (1927) e que são bastante usuais nos estudos de modelagem, o nicho fundamental (NF) e o nicho realizado (NR). O primeiro compreende todas as condições ambientais dentro das quais uma espécie pode sobreviver e crescer, excluindo-se os efeitos dos fatores bióticos. O segundo representa a região (dentro do NF) em que ocorre as interações bióticas (competitivas, predatórias, entre outras) necessárias para a presença de uma espécie. Baseado nos conceitos de Hutchison (1957, 1978), Soberón e Peterson (2005) consideram que quatro fatores estabelecem a área de ocorrência de uma espécie: (1) condições abióticas favoráveis, como aspectos do clima, ambiente físico e condições edáficas; (2) um conjunto adequado de espécies presentes (como hospedeiros, polinizadores, dispersores de sementes, micorrizas) e ausente (como fortes competidores, predadores especializados); (3) áreas acessíveis às espécies, sem limitações de dispersão como barreiras geográficas; e (4) a capacidade evolutiva das populações da espécie para se adaptarem às novas condições. Assim, o fator (1) que reúne as condições abióticas necessárias para a espécie seria o seu nicho fundamental (NF). A interseção entre o NF e o fator (2), que reúne as interações interespecíficas necessárias e favoráveis às espécies, corresponde as áreas caracterizadas como o nicho realizado (NR). Por fim, a área de interseção que abrange o NF, NR e o fator (3), que é composto por áreas “acessíveis” às espécies, sem barreiras ao movimento e colonização, é a área geográfica de ocorrência real da espécie (SOBERÓN e PETERSON, 2005).

Uma das abordagens mais populares dentre os estudos de modelagem é o envelope bioclimático, adotados como estratégias de modelagem para prever os impactos potenciais das mudanças climáticas sobre a ocorrência natural das espécies (SOBERÓN e PETERSON, 2005; PEARSON e DAWSON, 2003). Esse tipo de modelagem pode ser entendido como um subconjunto ou um componente do NF. Assim, esses modelos em sua forma mais pura consideram apenas as variáveis climáticas e não incluem em seu processamento outros fatores ambientais que influenciam a distribuição das espécies, como tipo de solo e tipo de cobertura do solo. A definição de um envelope bioclimático, como a definição de NF, também não inclui a influência dos efeitos bióticos, como a competição por recursos (PEARSON e DAWSON, 2003). Os envelopes bioclimáticos geralmente são baseados em uma abordagem correlativa ou mecanicista. Tais modelos correlacionam as variáveis climáticas com as distribuições observadas, adotando a tese geral de que o melhor indicador das necessidades climáticas de uma espécie é sua distribuição atual. Esses modelos correlativos, portanto, caracterizam os envelopes bioclimáticos com base no NR, considerando o pressuposto da ocorrência real das espécies. Os modelos mecanicistas são baseados em medidas fisiológicas entre os parâmetros climáticos e a resposta das espécies. Esses modelos visam identificar o NF através da modelagem de mecanismos fisiológicos limitantes nos requisitos climáticos de uma espécie (SOBERÓN, 2007; SOBERÓN & PETERSON, 2005; PEARSON e DAWSON, 2003).

Os modelos de envelope bioclimático, foram e continuam sendo úteis para identificar possíveis magnitudes de mudanças futuras nas distribuições e para sugerir quais espécies, habitats e regiões estão mais expostas aos efeitos das mudanças climáticas. A importância das previsões do modelo bioclimático não deve, portanto, ser subestimada, embora as previsões do modelo devam ser interpretadas com a devida cautela e devem ser vistas como primeiras aproximações, indicando a magnitude potencial e o padrão amplo de impactos futuros, ao invés de simulações precisas de distribuições futuras de espécies (PEARSON e DAWSON, 2003).

4) Material e Métodos

4.1. Seleção das espécies

A seleção das espécies baseou-se na frequência de ocorrência e na importância ecológica nas florestas de várzea, de acordo com as publicações de Wittmann et al (2004, 2006 e 2013) que reúnem dados de cerca de 60 inventários, compreendendo uma área de aproximadamente 80 hectares de florestas de várzea na Bacia Amazônica. Foram selecionadas duas espécies de várzea baixa (VB) e duas espécies de várzea alta (VA). Para a VB, as espécies

selecionadas foram as seguintes: *Alchornea castaneifolia* (Willd.) A. Juss. (Euphorbiaceae) e *Laetia corymbulosa* Spruce ex Benth. (Salicaceae). Para VA, as espécies selecionadas foram: *Maquira coriacea* (H.Karst.) C.C.Berg (Moraceae) e *Ocotea cymbarum* Kunth (Lauraceae). Além dos critérios de frequência de ocorrência e importância ecológica, na VB optou-se por espécies que se estabelecessem em diferentes níveis de inundação e, conseqüentemente, de diferentes grupos ecológicos. *Alchornea castaneifolia*, é uma espécie pioneira que se estabelece em regiões com níveis de inundação de até 7,5 m (por 230 dias), e *Laetia corymbulosa*, uma secundária tardia, presente em locais com altura de inundação entre 5 e 4 m (por 160-210 dias). As florestas de VA não apresentam um gradiente de inundação grande (se estabelecem abaixo de 3 m) e a maioria de suas espécies ocorre em florestas de terra firme, por conta disso, priorizou-se espécies que ocorressem predominantemente nas várzeas e que fossem economicamente importantes. A maioria dos pontos de presença de *Maquira coriacea* e *Ocotea cymbarum*, ocorre em florestas de várzeas e ambas possuem uma grande demanda no mercado madeireiro local.

Das espécies selecionadas, *Laetia corymbulosa* (VB) e *Maquira coriacea* (VA) apresentam um alto índice de valor de importância (IVI= Densidade Relativa (DR) + Frequência Relativa (FR) + Dominância Relativa (DoR)) em ambientes de várzea considerando toda a Bacia Amazônica (WITTMANN et al., 2006). Já *Alchornea castaneifolia* apresenta um alto IVI para as áreas de várzea da Amazônia Central (WITTMANN et al., 2004).

4.2. Processo de modelagem das espécies

4.2.1 Obtenção dos pontos de presença

Os dados de presença das espécies foram obtidos nos bancos de dados do Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA), por meio da ferramenta *Specieslink* (<http://www.splink.org.br/>), e do *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF). Ambos os bancos de dados são de domínio público e de acesso gratuito. Os bancos de dados contêm pontos georreferenciados de ocorrência (latitude e longitude) de várias espécies da fauna e flora, com um sistema que reúne informações históricas de vários herbários presentes em todo o mundo.

Os pontos de presença das espécies passaram por uma checagem rigorosa para verificar possíveis erros e incoerências quanto à área de distribuição natural. Para isso, foram utilizados o editor de planilhas Microsoft Excel e o software de Sistema de Informação Geográfica (SIG) QGIS, versão 3.16.13. Assim, foram eliminados pontos duplicados e dados discrepantes

(*outliers*), os quais se encontravam isolados dos agrupamentos principais ou que não representavam a zona de distribuição natural das espécies. Também foram corrigidas coordenadas invertidas (latitude com longitude e vice-versa).

Buscando reduzir a autocorrelação nos dados de ocorrência das espécies, e um possível viés de amostragem, foram eliminadas ocorrências muito próximas, situadas em um raio menor que 5 km de distância, como sugerido por Aiello-Lammens et al (2015).

Para a verificação de ocorrência das espécies em ambientes de áreas úmidas, foi utilizado o mapa de áreas úmidas da Amazônia produzido por Hess et al (2015), disponível na plataforma ORNL DAAC (*Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center*), no endereço eletrônico: <https://daac.ornl.gov>.

4.2.2. Variáveis preditoras

Como variáveis preditoras para a modelagem, foram consideradas 19 variáveis bioclimáticas, incluindo temperaturas mínimas e máximas e precipitação pluvial, com origem no banco de dados do *WorldClim*, cujas camadas geradas em SIG, contendo as variáveis, apresentavam resolução espacial de 2,5 minutos (4 km²).

As variáveis utilizadas foram: temperatura média anual (°C) (Bio1); média mensal da variação diária da temperatura (°C) (Bio2); isothermalidade (Bio3); sazonalidade da temperatura (Bio4); temperatura máxima no mês mais quente (°C) (Bio5); temperatura mínima no mês mais frio (°C) (Bio6); variação anual da temperatura (°C) (Bio7); temperatura média no trimestre mais úmido (°C) (Bio8); temperatura média no trimestre mais seco (°C) (Bio9); temperatura média no trimestre mais quente (°C) (Bio10); temperatura média no trimestre mais frio (°C) (Bio11); precipitação pluvial acumulada no ano (mm) (Bio12); precipitação pluvial acumulada no mês mais úmido (mm) (Bio13); precipitação pluvial acumulada no mês mais seco (mm) (Bio14); sazonalidade da precipitação pluvial (Bio15); precipitação pluvial acumulada no trimestre mais úmido (mm) (Bio16); precipitação pluvial acumulada no trimestre mais seco (mm) (Bio17); precipitação pluvial acumulada no trimestre mais quente (mm) (Bio18) e; precipitação pluvial acumulada no trimestre mais frio (mm) (Bio19).

As variáveis bioclimáticas fazem parte do novo conjunto de dados desenvolvido pelo projeto *WorldClim*, lançado em janeiro de 2020, denominado de *WorldClim* versão 2.1. O *WorldClim* utiliza dados climáticos mensais espacialmente interpolados em uma escala global e em alta resolução espacial (de 340 km² a 1 km²). A versão mais recente do projeto compreende o período de 1970-2000 e conta com dados de cerca de 60.000 estações meteorológicas

distribuídas em todo o mundo (FICK e HIJMANS, 2017). Os dados do *WorldClim* são fundamentais para a predição de ocorrência potencial de espécies e são amplamente utilizados nos estudos de modelagem (SANCHEZ-FERNANDEZ et al., 2013; CASTRO et al., 2020; SILVA et al., 2018; CARVALHO et al., 2017).

Para controlar a colinearidade entre as variáveis bioclimáticas, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA). Foram selecionados os componentes principais (PCs) de maior contribuição na análise, responsáveis por pelo menos 95% da variabilidade total dos dados. O comum é utilizar valores acima de 90% da variabilidade (EVANGELISTA-VALE et al., 2021; CRUZ-CÁRDENAS et al., 2014; MAKOWSKY et al., 2010).

4.2.3. Definição da ferramenta de modelagem, algoritmos e validação

Para o processo de modelagem, foi utilizado o pacote ENMTML (ANDRADE; VELAZCO; MARCO JÚNIOR, 2020) no software R versão 4.1.2, cujo script utilizado é apresentado no Apêndice A. O pacote oferece várias alternativas metodológicas (como a possibilidade de alocação de pseudo-ausências) em uma linguagem simples e de fácil replicação. O modelo foi ajustado para gerar camadas contendo a distribuição das espécies para toda a América do Sul, utilizando-se para este fim uma camada vetorial da região, obtida na plataforma TerraBrasilis do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br>.

A etapa de seleção dos algoritmos é uma das que mais geram dúvidas no processo de modelagem (THUILLER et al., 2019), pois há uma variedade de algoritmos que abrangem diferentes técnicas estatísticas e dados utilizados. Assim, foram testados diferentes algoritmos com o propósito de buscar um consenso daqueles com maior qualidade preditiva. Os algoritmos utilizados foram: *Bioclim* - BIO (NIX e BUSBY, 1986), *Domain* – DOM (CARPENTER et al., 1993), *Maximum Entropy* - MXS (ANDERSON e GONZALEZ, 2011), *Random Forests* - RDF (PRASAD et al., 2006) e *Support Vector Machine* - SVM (GUO et al., 2005). Esses algoritmos vêm sendo amplamente utilizados e geralmente apresentam boas performances (ex. FREDERICO et al., 2018; LOYOLA et al., 2012; SILVA et al., 2018). Para os modelos que requerem dados de ausência (MXS, RDF e SVM), foram geradas pseudo-ausências para cada ponto de presença. As pseudo-ausências foram distribuídas nas regiões com valores de adequação mais baixos, previstos pelo modelo *Bioclim*, considerando uma área representada por um *buffer* com raio de 50 km no entorno de cada observação. Para que a alocação das pseudo-ausências ocorresse de uma forma homogênea, foi usada a técnica estatística de análise

de agrupamento (*cluster analysis - k-means*) (SENAY et al., 2013; ANDRADE; VELAZCO; MARCO JÚNIOR, 2020).

Uma avaliação de modelo ideal requer um conjunto de dados em que as ocorrências sejam independentes daquelas usadas para ajustar o modelo (ANDRADE; VELAZCO; MARCO JÚNIOR, 2020), ou seja, uma parte dos dados deve ser utilizada para a construção dos modelos enquanto a outra para validar estes modelos, verificar se são assertivos ou não. Para isso foi utilizado o método *k-fold* de particionamento de dados em cinco dobras (*folds* = 5). O *k-fold* divide o conjunto de dados, de forma igual, em um determinado número de dobras (*fold*), utilizando uma das dobras para testar o modelo, esse processo é repetido sucessivas vezes até que todo o conjunto de dados seja testado (FIELDING e BELL, 1997).

A avaliação do modelo foi realizada utilizando quatro métricas diferentes: Área sob a curva – AUC (FIELDING e BELL, 1997), *True Skill Statistic* – TSS (ALLOUCHE et al., 2006), Jaccard (LEROY et al., 2018) e Sorensen (LEROY et al., 2018). Como não há um consenso entre os modeladores de qual seria a métrica ideal na avaliação dos modelos, a ideia foi obter um panorama geral das principais métricas aplicadas. Foram considerados bons modelos aqueles com valores superiores a 0,7 em todas as métricas (FIELDING e BELL, 1997; LEROY et al., 2018; ALLOUCHE et al., 2006).

Finalmente, foram criados mapas binários (presença/ausência) para cada espécie com base no consenso dos modelos com boas métricas de avaliação e com base nos valores máximos de sensibilidade e especificidade (ALLOUCHE et al., 2006; ANDRADE; VELAZCO; MARCO JÚNIOR, 2020).

4.2.4. Projeção para os cenários futuros

Para as projeções futuras, foi utilizado o modelo de circulação atmosférica CNRM-CM6-1 do CNRM-CERFACS (Centro Nacional de Pesquisas Meteorológicas e Centro Europeu de Pesquisa e Formação Avançada em Cálculo Científico), que faz parte do *Coupled Model Intercomparison Project Phase 6* (CMIP6). O CMIP6 integra os novos modelos climáticos do IPCC.

Para a construção dos modelos futuros foram utilizados os mesmos componentes principais (PCs) e algoritmos selecionados para os modelos presente. Assim, as mudanças climáticas foram projetadas para os períodos de 2041-2060, 2061-2080 e 2081-2100, considerando dois cenários diferentes de emissões de gases de efeito estufa (CO₂): SSP245 e SSP585 (SSP - *Shared Socio-economic Pathways*).

O IPCC fornece diferentes cenários de mudanças climáticas para as próximas décadas (SSP126, SSP245, SSP370 e SSP585) desde os mais otimistas, em que assume que serão adotadas políticas públicas visando a mitigação de emissão de gases de efeito estufa na atmosfera, aos mais pessimistas, em que é considerado que nenhuma medida será adotada para mitigar estes efeitos. Dos cenários otimistas, o SSP245 (homólogo ao RCP4.5 do 5º relatório – AR5) é tratado como o mais realista e possível de ser alcançado, suas projeções indicam um aumento de temperatura médio de 2,0 °C em meados do século XXI e de 2,7 °C para o final do século XXI (FICK e HIJMANS, 2017). Em relação aos pessimistas, o SSP585 (homólogo ao RCP8.5) retrata o pior cenário possível, suas projeções indicam um aumento de temperatura médio de 2,4 °C em meados do século XXI e de 4,4 °C para o final do século XXI (IPCC, 2021). Embora seja ainda possível alcançar o cenário SSP245, as tendências atuais têm sido mais direcionadas para o cenário SSP585 (SCHWALM et al., 2020).

4.3. Representação atual e futura das áreas de adequabilidade climática em Áreas Protegidas da Amazônia brasileira

Foram analisadas a ocorrência de Unidades de Conservação (UCs), Terras Indígenas (TIs) e dos Sítios Ramsar (SRs) quanto às suas localizações estratégicas para efeito de conservação das espécies estudadas na Amazônia. As análises foram voltadas para a região brasileira da Bacia Amazônica, seguindo o mapa de áreas úmidas amazônicas produzido por Hess et al (2015). Portanto, APs localizadas no bioma amazônico brasileiro, mas que não estão dentro dos limites da Bacia Amazônica, como o Sítio Ramsar Parque Nacional do Cabo Orange e o Sítio Ramsar Regional Estuário do Amazonas e seus Manguezais, não foram considerados.

Foram identificadas as Áreas Protegidas (APs) que conservam áreas de adequabilidade climática para as espécies no presente e projetado as alterações futuras em função das mudanças climáticas. Assim, foram criados mapas de sobreposição dos modelos presente e das projeções futuras das 4 espécies. As áreas com 100% de sobreposição foram classificadas como áreas de “alta adequação climática”, ou seja, áreas com condições climáticas adequadas para todas as espécies (EVANGELISTA-VALE et al, 2021).

Na seleção das APs foram consideradas aquela que comportam ambientes de áreas úmidas, ou seja, APs com áreas adequadas climaticamente, mas que não apresentam dentro de seus limites áreas úmidas, não foram consideradas. Além disso, UCs e TIs localizadas dentro de SRs, foram analisadas como áreas de SR. E UCs sobrepostas com TIs, foram calculadas como áreas de TI.

Para a representação futura, foi considerado o cenário SSP 585 para o período de 2061-2080. Este período foi escolhido para reduzir a incerteza associada às projeções das variáveis climáticas e, conseqüentemente, da modelagem (EVANGELISTA-VALE et al., 2021). E o SSP 585 porque reflete o cenário sem políticas de mitigação de emissão de CO₂ e, dada as atuais taxas de emissões, tem sido apontado como o cenário mais provável para as próximas décadas (SCHWALM et al., 2020).

As camadas *shapefiles* (vetoriais) contendo os limites das UCs e TIs foram obtidas na plataforma TerraBrasilis, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br>. Enquanto as informações sobre os SRs foram obtidas na plataforma *Ramsar Sites Information Service*, disponível em: <https://rsis.ramsar.org>.

5) Resultados e discussões

5.1. Ponderação de erros e redução da colinearidade dos dados de ocorrência

A partir dos bancos de dados das coleções biológicas do CRIA e GBIF, foram obtidos um total de 1.340 pontos de presença para as quatro espécies, sendo 332 para *Alchornea castaneifolia* e 276 para *Laetia corymbulosa*, espécies de várzea baixa (VB), e, 494 para *Maquira coriacea*, e 238 para *Ocotea cymbarum*, espécies de várzea alta (VA). O processo de análise de consistência dos pontos de presença e redução da colinearidade resultou em uma redução de 69% dos pontos de presença, restando 421 pontos qualificados para uso no processo de modelagem, com a seguinte distribuição: 201 (48%) referentes às espécies de VB (107 para *A. castaneifolia* e 94 para *L. corymbulosa*) e 220 (52%) para as espécies de VA (137 para *M. coriacea* e 83 para *O. cymbarum*).

As coordenadas geográficas utilizadas na modelagem podem ser consultadas no Apêndice B.

5.2. Áreas de distribuição das espécies

Com relação a distribuição das espécies, *A. castaneifolia* (VB) foi a que apresentou a distribuição mais ampla (Figura 1). Apesar de ocorrer predominantemente na Bacia Amazônica (46% dos pontos coletados) e ao longo dos rios de água branca, apresentou também ocorrência no Pantanal (11%), Caatinga (9%) e Cerrado (8%). Ocorre na Colômbia (10%), Venezuela (7%) e Paraguai (2%) em áreas fora da Bacia Amazônica. *A. castaneifolia* é uma espécie endêmica

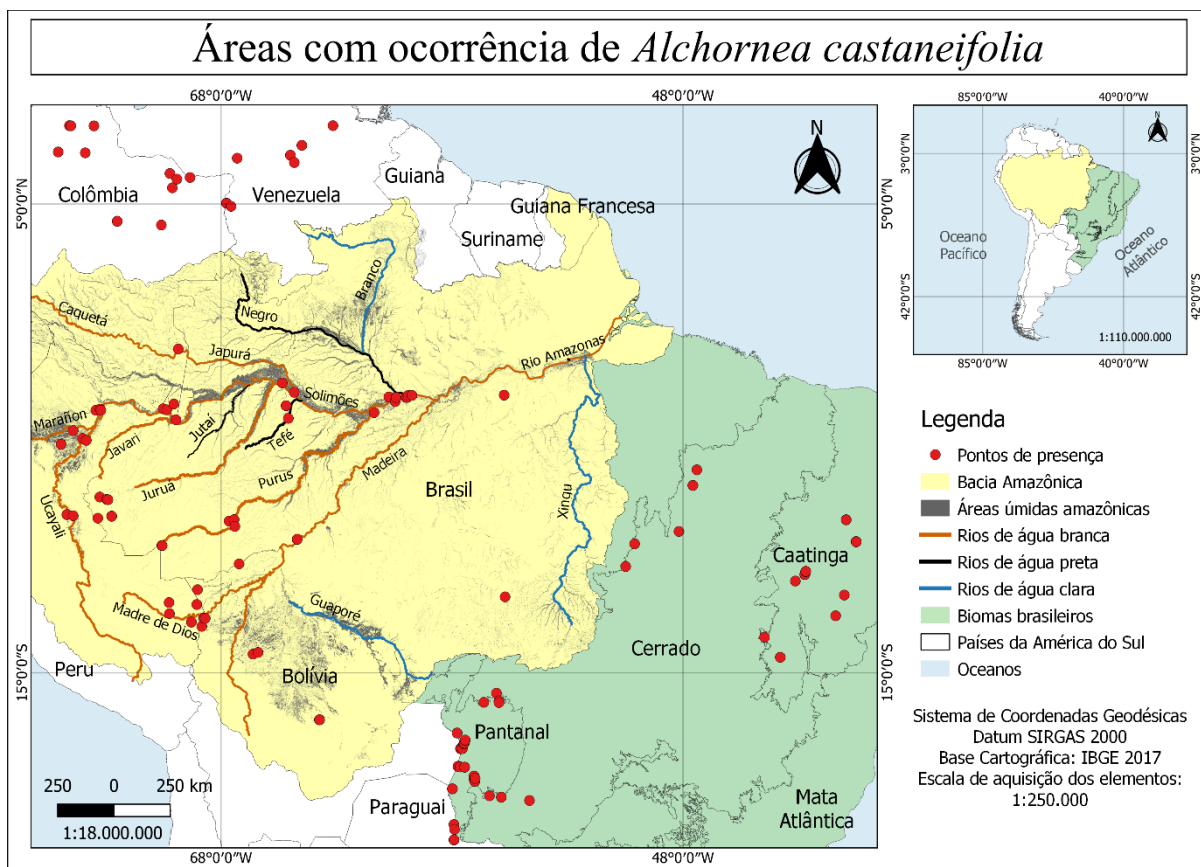


Figura 1. Áreas com ocorrência de *Alchornea castaneifolia*.

de áreas alagáveis, comumente encontradas em igapós, restingas e matas de galeria (PAULA et al., 2013), não se limitando as florestas de várzea, o que justifica sua ampla distribuição.

Por outro lado, *L. corymbulosa* (VB) apresentou distribuição mais limitada à Bacia Amazônica, com apenas 12% dos pontos de presença situados fora da Bacia (Colômbia) (Figura 2). Os pontos ocorrem de forma predominante na região central da Bacia, principalmente ao longo dos Rios Solimões e Purus. Os pontos de presença de *L. corymbulosa* justificam seus status de espécie endêmica da várzea amazônica (WITTMANN et al., 2013).

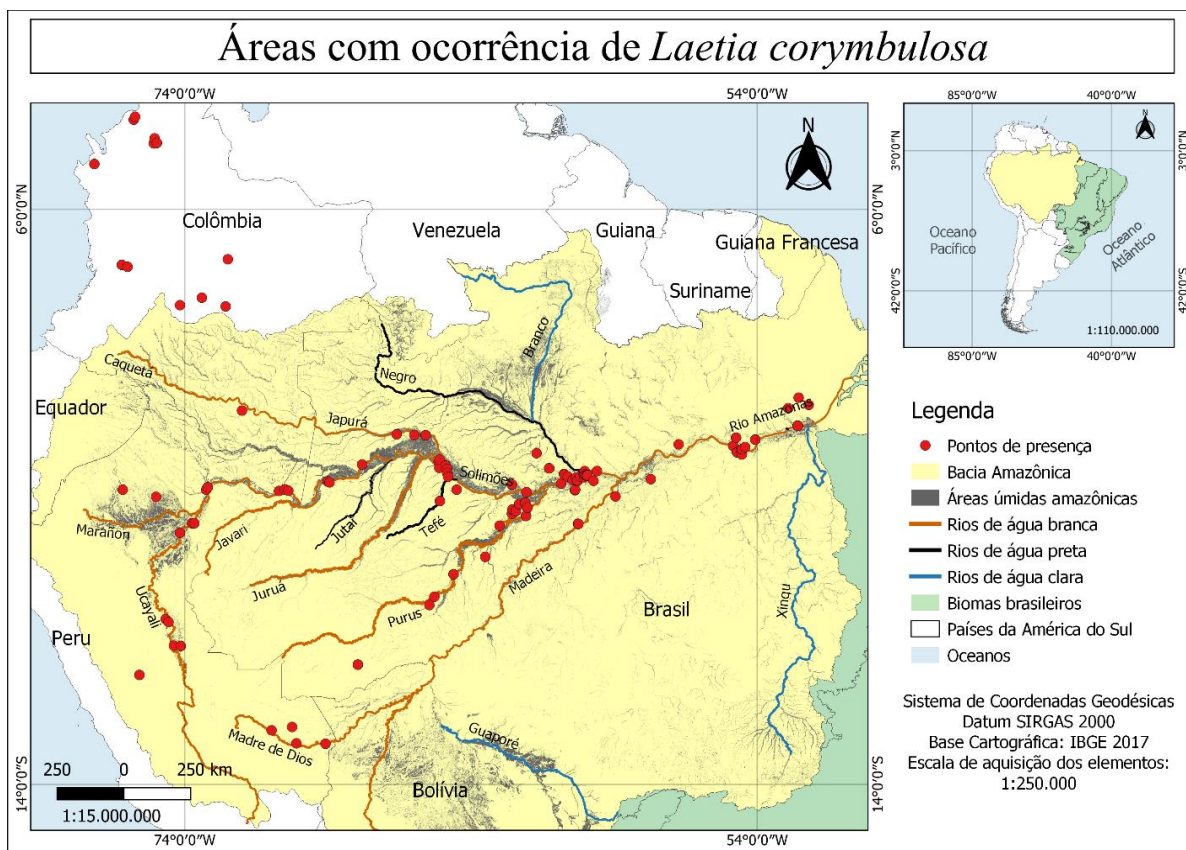


Figura 2. Áreas com ocorrência de *Laetia corymbulosa*.

As espécies de VA *M. coriacea* e *O. cymbarum* também ocorrem de forma predominante na Bacia Amazônica, contando com 69% e 64% dos pontos de presença, respectivamente. *M. coriacea* apresenta uma distribuição mais ampla, distribuindo-se por toda a Bacia (Figura 3), enquanto *O. cymbarum* distribui-se de forma mais concentrada nas partes centrais e ocidentais (Figura 4). Cerca de 58% dos pontos de presença de *M. coriacea* dentro da Bacia, ocorrem ao longo das áreas úmidas amazônicas, principalmente nas regiões dos rios Amazonas, Madre de Dios e Marañon, enquanto *O. cymbarum* apresenta 89% dos seus pontos na Bacia ao longo das áreas alagáveis.

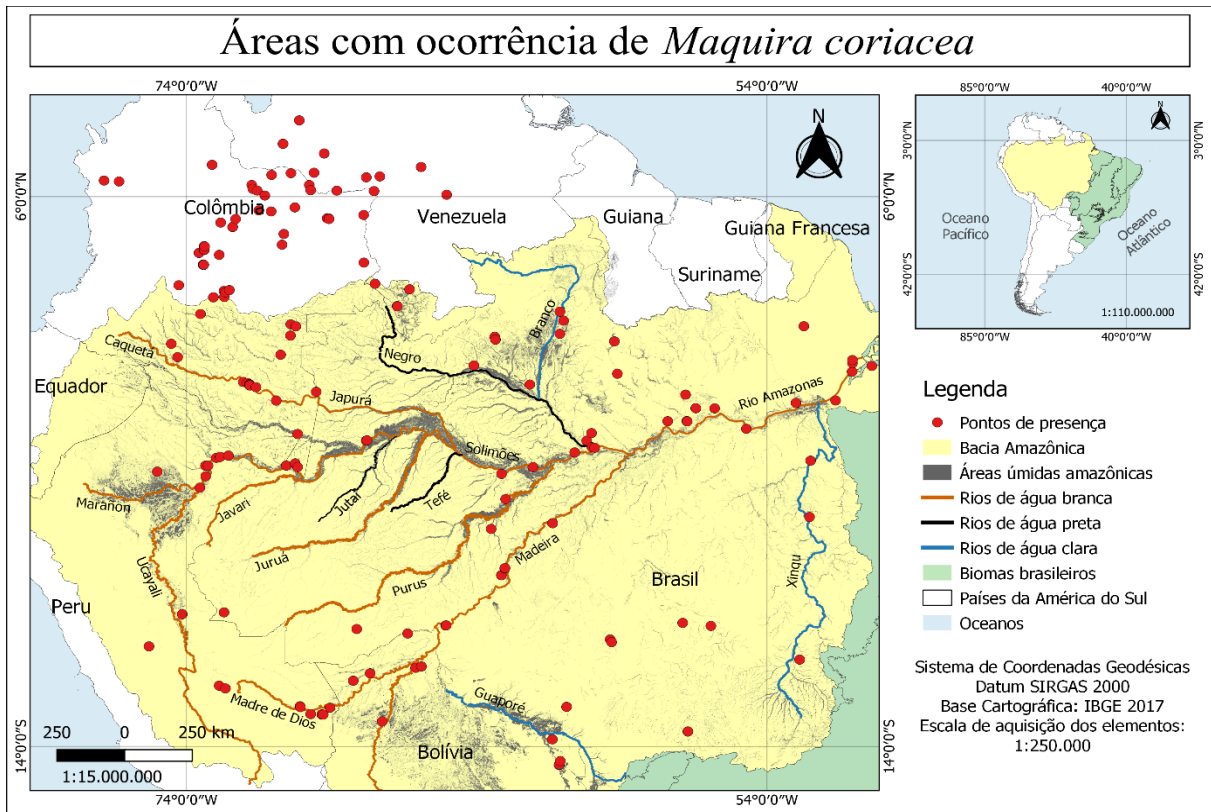


Figura 3. Áreas com ocorrência de *Maquira coriacea*.

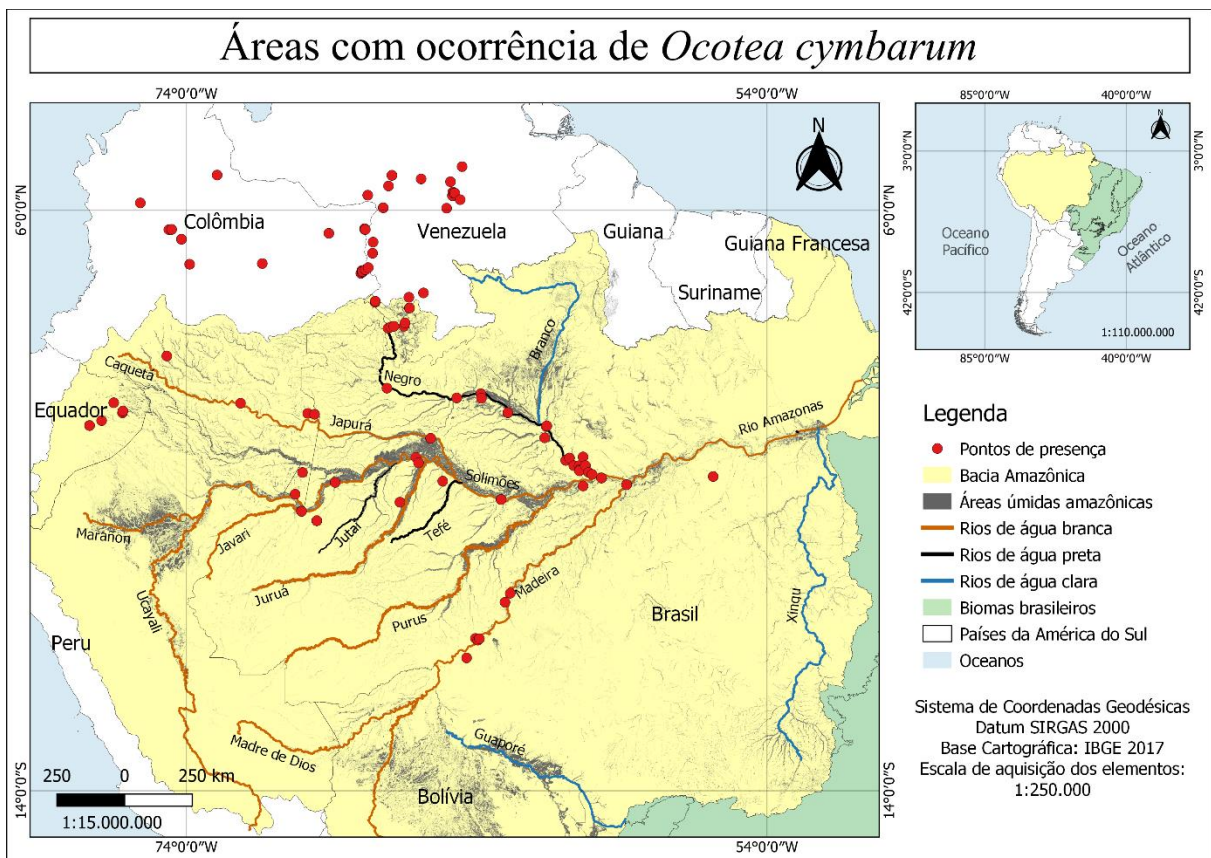


Figura 4 Áreas com ocorrência de *Ocotea cymbarum*.

5.3. Análise de Componentes Principais (PCA)

Dos 19 Componentes Principais (PCs) gerados na PCA, os seis primeiros foram utilizados no processo de modelagem das espécies, que somados representaram cerca de 97% da variabilidade total dos dados. Os eixos que melhor explicaram a variação foram observados no primeiro e segundo PCs, representando, respectivamente, 56% e 20% da variabilidade total do banco de dados.

No PC1 as três variáveis climáticas mais importantes (com maiores valores de autovetor) foram relacionadas às temperaturas do ar: temperatura mínima no mês mais frio (Bio6); temperatura média no trimestre mais frio (Bio11) e temperatura média no trimestre mais seco (Bio9). Já no PC2, as variáveis mais representativas relacionaram-se à precipitação: precipitação pluvial acumulada no mês mais seco (Bio14); precipitação pluvial acumulada no trimestre mais seco (Bio17) e sazonalidade da precipitação pluvial (Bio15).

A Tabela 1 apresenta os valores de autovetores para os seis principais eixos. Os valores para os demais componentes podem ser consultados no Apêndice C.

Tabela 1: Valores de autovetores dos seis componentes principais utilizados no processo de modelagem.

Variável	Componentes Principais (PCs)					
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Bio1	-0,2707	-0,2257	0,1302	-0,0462	0,0612	0,0022
Bio2	0,1767	-0,2413	0,1159	0,4889	-0,1291	0,5284
Bio3	-0,2378	-0,0120	-0,3183	0,1014	0,2300	0,5198
Bio4	0,2489	0,0078	0,3866	-0,0643	-0,2282	-0,0908
Bio5	-0,1927	-0,3193	0,3409	-0,0384	-0,1331	0,0694
Bio6	-0,2940	-0,1193	-0,0036	-0,1567	0,0890	-0,0169
Bio7	0,2492	-0,1248	0,3247	0,1931	-0,2547	0,0897
Bio8	-0,2334	-0,2547	0,2325	0,0629	0,1127	-0,0032
Bio9	-0,2765	-0,1545	-0,0162	-0,1722	0,0048	0,0252
Bio10	-0,2304	-0,2633	0,3052	-0,1006	-0,0318	-0,0260
Bio11	-0,2858	-0,1827	0,0033	-0,0302	0,1026	0,0274
Bio12	-0,2630	0,2206	0,0386	0,1832	-0,1994	-0,0609
Bio13	-0,2692	0,0792	-0,1161	0,2335	-0,3329	-0,2086
Bio14	-0,1442	0,3955	0,2416	0,0341	0,1130	0,3041
Bio15	0,0331	-0,3381	-0,4061	0,3321	-0,1420	0,0019
Bio16	-0,2698	0,0876	-0,1038	0,2389	-0,3300	-0,2091
Bio17	-0,1551	0,3949	0,2323	0,0355	0,0830	0,2766
Bio18	-0,1602	0,1883	0,2022	0,5774	0,3222	-0,3318
Bio19	-0,1991	0,2068	-0,0761	-0,2126	-0,5974	0,2389

A descrição de cada variável pode ser consultada no tópico 4.2.2.

5.4. Áreas de adequação climática para o clima atual

Os cinco algoritmos utilizados produziram modelos satisfatórios para as quatro espécies, apresentando valores superiores a 0,7 em todas as métricas de avaliação (Tabela 2). No geral, o algoritmo RDF gerou as melhores métricas para todas as espécies, em todos os índices de avaliação, enquanto o algoritmo DOM apresentou os menores valores em quase todas as avaliações, mas ainda assim satisfatórios (Tabela 2).

Em relação à diferença entre as métricas avaliativas, AUC apresentou os maiores valores, com um mínimo de 0,91 e máximo de 0,99. Em contrapartida, TSS foi “mais rigoroso”, obtendo um valor mínimo de 0,72 e máximo de 0,94. Na Tabela 2 são apresentadas as avaliações dos modelos produzidos.

Tabela 2. Avaliação dos algoritmos utilizados no processo de modelagem.

Algoritmo	<i>Alchornea castaneifolia</i> (VB)			
	Índices de avaliação			
	AUC (DP)	TSS (DP)	Jaccard (DP)	Sorensen (DP)
BIO	0,95 (0,03)	0,91 (0,06)	0,91 (0,06)	0,95 (0,04)
DOM	0,93 (0,03)	0,74 (0,07)	0,76 (0,06)	0,86 (0,04)
MXS	0,93 (0,02)	0,78 (0,05)	0,81 (0,04)	0,89 (0,02)
RDF	0,99 (0,01)	0,94 (0,05)	0,94 (0,05)	0,97 (0,03)
SVM	0,98 (0,01)	0,88 (0,03)	0,89 (0,03)	0,94 (0,01)
	<i>Laetia corymbulosa</i> (VB)			
BIO	0,94 (0,06)	0,87 (0,12)	0,87 (0,12)	0,93 (0,07)
DOM	0,95 (0,03)	0,83 (0,05)	0,85 (0,04)	0,92 (0,02)
MXS	0,98 (0,03)	0,93 (0,06)	0,93 (0,06)	0,96 (0,03)
RDF	0,99 (0,01)	0,93 (0,03)	0,93 (0,03)	0,96 (0,02)
SVM	0,98 (0,01)	0,88 (0,07)	0,90 (0,06)	0,94 (0,03)
	<i>Maquira coriacea</i> (VA)			
BIO	0,96 (0,03)	0,91 (0,06)	0,91 (0,06)	0,95 (0,03)
DOM	0,92 (0,01)	0,72 (0,06)	0,76 (0,05)	0,86 (0,03)
MXS	0,97 (0,01)	0,83 (0,05)	0,85 (0,03)	0,92 (0,02)
RDF	0,99 (0,01)	0,94 (0,06)	0,95 (0,05)	0,97 (0,03)
SVM	0,97 (0,02)	0,89 (0,06)	0,90 (0,06)	0,94 (0,04)
	<i>Ocotea cymbarum</i> (VA)			
BIO	0,95 (0,04)	0,90 (0,07)	0,90 (0,07)	0,95 (0,04)
DOM	0,91 (0,04)	0,72 (0,09)	0,77 (0,06)	0,87 (0,04)
MXS	0,93 (0,03)	0,84 (0,06)	0,86 (0,05)	0,92 (0,03)
RDF	0,98 (0,02)	0,90 (0,03)	0,91 (0,03)	0,95 (0,02)
SVM	0,97 (0,01)	0,87 (0,03)	0,88 (0,03)	0,93 (0,02)

BIO= Bioclím; DOM= Domain; MXS= Maximum Entropy; RDF= Random Forest; SVM= Support Vector Machine; DP= Desvio Padrão.

Um modelo de consenso foi produzido para cada espécie por meio da combinação dos cinco algoritmos apresentados anteriormente, tendo em vista que todos tiveram um bom desempenho. Assim, as regiões que foram classificadas como adequadas do ponto de vista climático para a distribuição das espécies pelo maior número de algoritmos, foram as consideradas nos modelos finais.

Os modelos de consenso consistiram de mapas binários com valores de pixel de 0 e 1 (Figura 5), onde o valor 0 (áreas em azul) corresponderam aos locais estatisticamente não caracterizados como adequados climaticamente para as espécies e 1 (áreas em vermelho), representam, estatisticamente, as regiões com as condições climáticas adequadas.

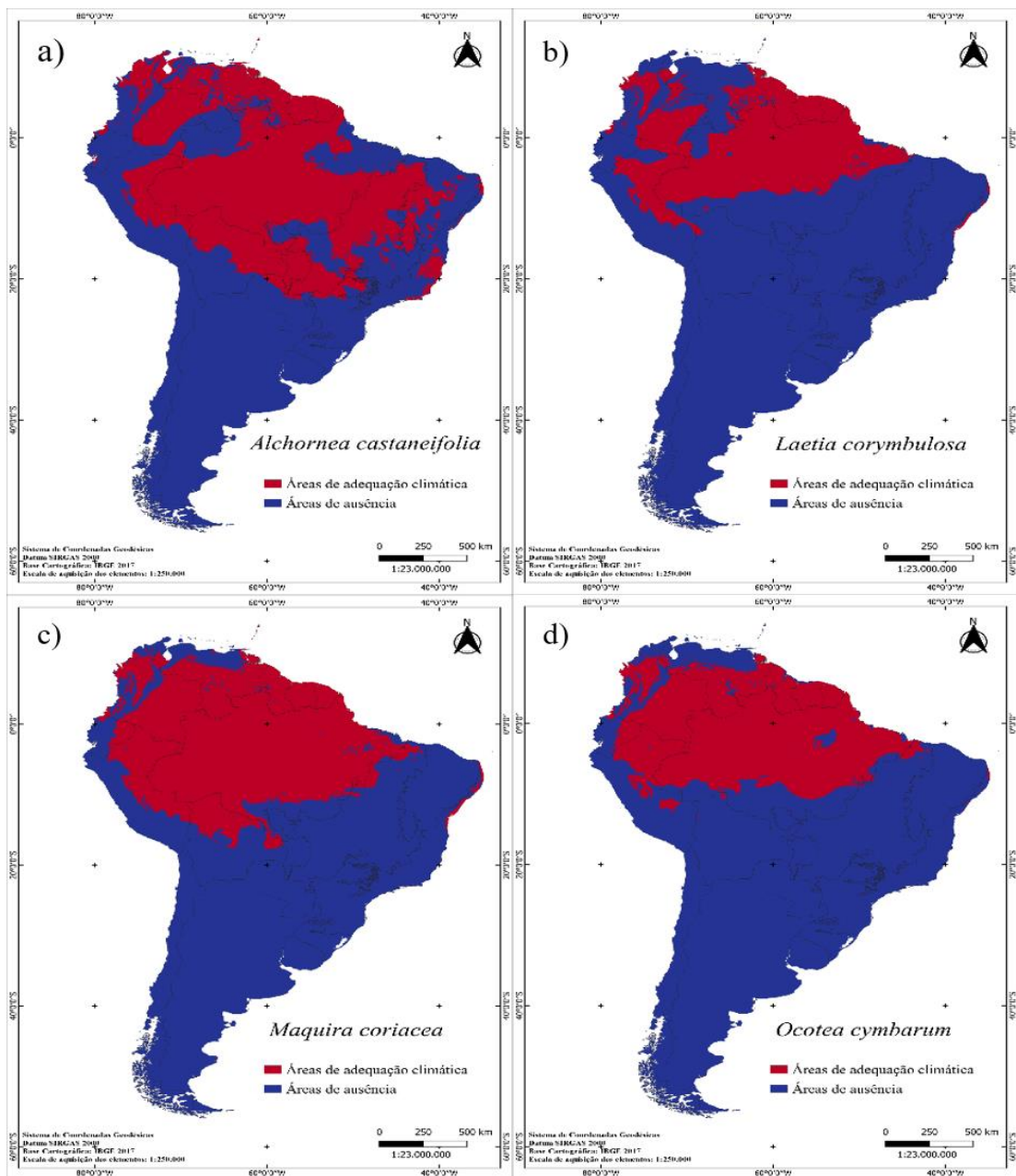


Figura 5. Mapas de consensos das áreas de adequação climática para espécies da várzea amazônica: a) *Alchornea castaneifolia* (VB); b) *Laetia corymbulosa* (VB); c) *Maquira coriacea* (VA); d) *Ocotea cymbarum* (VA).

No clima atual, *A. castaneifolia* (VB) foi a espécie que apresentou a maior área de adequação climática, com aproximadamente 7.919.331 km². A maior parte dessa área é na região da bacia amazônica (54,36%), mas também apresenta áreas favoráveis no Cerrado, Pantanal, Caatinga e Mata Atlântica. Esse resultado está de acordo com os pontos de presença da espécie, praticamente sem erros de omissão ou de sobreprevisão de áreas. Apesar da espécie se limitar aos ambientes alagáveis, diferentemente das duas espécies de VA que também ocorrem em florestas de terra firme, *A. castaneifolia* mostra-se mais adaptável as diferentes condições climáticas, apresentando áreas de aptidão climática nos diferentes biomas brasileiros, com exceção do bioma Pampa.

As outras três espécies mostraram-se mais limitadas à bacia amazônica. Por conta de seu endemismo às várzeas amazônicas, *L. corymbulosa* (VB) apresentou a menor área modelada, com cerca de 4.592.537 km², com a Amazônia brasileira correspondendo a 59,11% da área total prevista. As duas espécies de VA apresentaram áreas de aptidão climática similares, para *M. coriacea* foi calculada uma área de cerca de 7.010.489 km² e para *O. cymbarum* uma área de aproximadamente 5.736.946 km², ambas com predominância nos países amazônicos, condizentes com seus dados de presença.

5.5. Áreas de adequação climática para cenários climáticos futuros

As projeções dos modelos consenso sob o cenário SSP 245 indicam um aumento de cerca de 30% das áreas de adequação climática de *A. castaneifolia* (VB) para os três períodos analisados (Figura 6). Neste cenário, a espécie teria um aumento significativo de área de distribuição nos biomas da Mata Atlântica (+125%), Caatinga (+102%) e Cerrado (+58%) (Tabela 3).

Para as espécies *L. corymbulosa* (VB) e *O. cymbarum* (VA), os modelos do SSP 245 preveem um comportamento similar, ambas teriam aumento de áreas favoráveis nos cenários referentes aos períodos de 2041-2060, em 7% e 4%, respectivamente, mas começariam a perder áreas a partir de 2061-2080, chegando ao final do século XXI (2081-2100) com redução em suas áreas favoráveis em relação ao período presente, *L. corymbulosa* perderia 6% e *O. cymbarum* 8% (Figura 6; Tabela 3).

Não houve mudanças significativas em suas áreas de adequação sob o cenário SSP 245 nos três períodos avaliados para *M. coriacea* (VA).

Sob o cenário SSP 585 as projeções são mais críticas para as espécies, os modelos apontam um declínio das áreas de adequação climática de todas as espécies para os três períodos

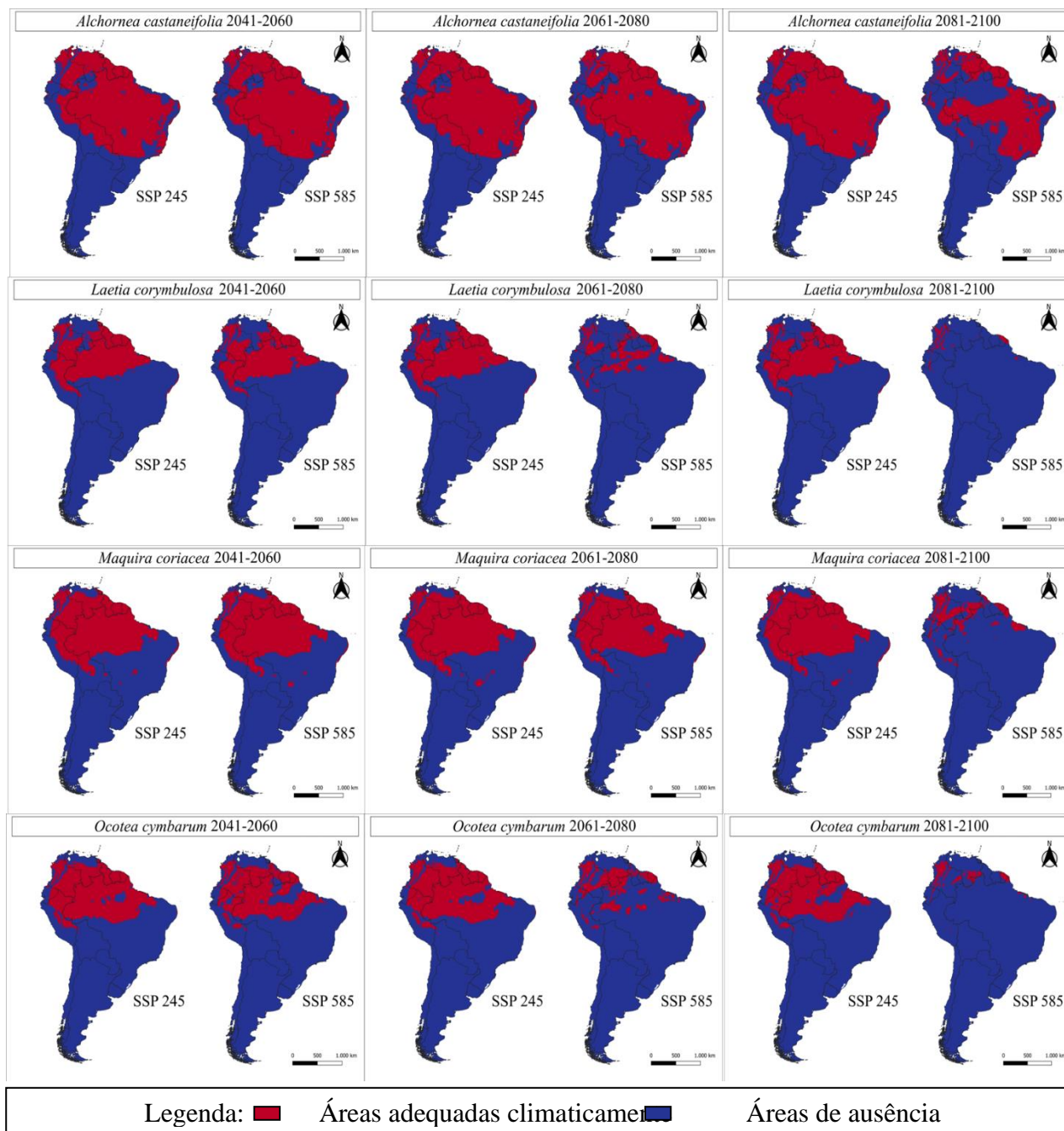


Figura 6. Mapas de adequabilidade climática sob os cenários SSP 245 e SSP 585 para os anos de 2041-2060, 2061-2080 e 2081-2100.

de tempo analisados, com exceção de *A. castaneifolia*, que apresentou perda de área favorável apenas para o período entre 2081-2100 (-16%) (Tabela 4).

Para *L. corymbulosa* e *O. cymbarum*, são projetadas perdas significativas a partir de 2061-2080 (cerca de 60% para ambas) e em um panorama mais crítico em 2081-2100, teriam uma redução de mais de 90% de área. Para *M. coriacea*, os modelos indicam perdas de 10% em 2061-2080 e de 73% entre 2081-2100 (Tabela 4).

Tabela 3: Projeções de perda e ganho de áreas de adequação climática nos cenários SSP245 e SSP585 para os três períodos de avaliação em comparação com o período presente.

Espécies	% de área ganha ou perdida					
	SSP 245			SSP 585		
	2041- 2060	2061- 2080	2081- 2100	2041- 2060	2061- 2080	2081- 2100
<i>A. castaneifolia</i> (VB)	+27%	+29%	+30%	+28%	+23%	-16%
<i>L. corymbulosa</i> (VB)	+7%	+1%	-6%	-4%	-61%	-93%
<i>M. coriacea</i> (VA)	+1%	+1%	0	-1%	-10%	-78%
<i>O. cymbarum</i> (VA)	+4%	0	-8%	-19%	-64%	-91%

(+) ganho; (-) perda.

Restringindo as observações à Amazônia, até o final do século XXI, todas as espécies sofreriam perdas significativas sob o cenário mais pessimista SSP 585 (Tabela 4). *A. castaneifolia* seria a espécie menos afetada, apesar disso, os modelos preveem uma perda de até 40% em suas áreas de aptidão climática na Amazônia.

Tabela 4: Projeções de perda e ganho de áreas de adequação climática na Amazônia.

Espécies	% de área ganha ou perdida na Amazônia					
	SSP 245			SSP 585		
	2041- 2060	2061- 2080	2081- 2100	2041- 2060	2061- 2080	2081- 2100
<i>A. castaneifolia</i> (VB)	+16%	+16%	+18%	+16%	+12%	-40%
<i>L. corymbulosa</i> (VB)	+7%	+2%	-5%	-3%	-63%	-97%
<i>M. coriacea</i> (VA)	-2%	-3%	-4%	-4%	-13%	-85%
<i>O. cymbarum</i> (VA)	+3%	-2%	-11%	-19%	-71%	-96%

(+) ganho; (-) perda.

Apesar de muitas vezes ser retratado como alarmista e extremo, estudos apontam que o cenário SSP 585 (homólogo ao RCP 85 do 5º relatório de avaliação do IPCC) está se tornando a perspectiva futura mais realista, dada as atuais emissões de gases de efeito estufa na atmosfera (RIAHI et al., 2011; SCHWALM et al., 2020). Nestas condições, os resultados obtidos indicam que as mudanças climáticas representam uma grande ameaça à ocorrência das espécies de várzea da Amazônia.

Entre as espécies estudadas, *L. corymbulosa* (VB) *O. cymbarum* (VA) e *M. coriacea* (VA) seriam as mais ameaçadas. As projeções vão de acordo com os resultados encontrados por Manes et al (2021), que analisaram cerca de 300 *hotspots* de biodiversidade globais e constataram que as espécies endêmicas são as mais ameaçadas pelas mudanças climáticas. Segundo os autores, espécies com nichos estreitos e especialistas de habitats, possuem 2,7 vezes mais probabilidades de serem impactadas que as nativas não endêmicas e as espécies introduzidas.

De uma maneira geral, das três espécies endêmicas, *M. coriacea* (VA) foi a que se mostrou mais “resistente”. Isso pode ser justificado pelos aspectos ecológicos da espécie. Diferentemente de *O. cymbarum* (a outra espécie de várzea alta), *M. coriacea* apresenta características de espécies pioneiras, com uma alta amplitude de dispersão e um crescimento rápido, sendo capaz de germinar e se estabelecer em grandes clareiras e áreas abertas, tolerando ambientes mais hostis, com alta irradiância, alta temperatura, baixa umidade do ar e do solo (NEBEL, 2000; DE GODOY et al., 2009). Enquanto *O. cymbarum* apresenta uma dispersão à curtas distâncias, um crescimento mais lento e se estabelece à sombra, não tolerando condições adversas (MARINHO & WITTMANN, 2012).

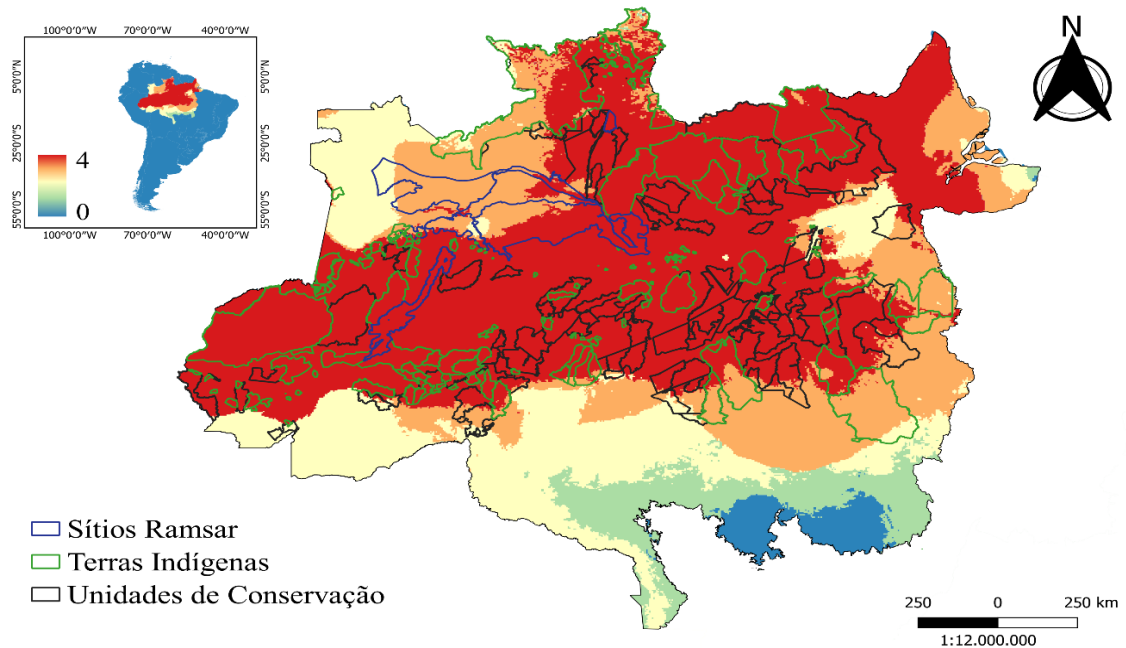
A espécie pioneira e nativa não endêmica da Amazônia *A. castaneifolia* (VB) foi a única espécie a ganhar áreas de adequação em quase todas as análises, com exceção do período de 2081-2100 do SSP 585. No entanto, apesar de apresentar ganhos significativos de área nos biomas Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, não necessariamente, a espécie passará a ocupar essas novas áreas no futuro, pois além das condições climáticas ideais, outros fatores como condições de solo e interações bióticas são necessários, além do fato da espécie ocorrer somente em áreas alagáveis. No período de 2081-2100 do SSP 585, a espécie ainda permaneceria com cerca de 60% de áreas adequadas na Amazônia, principalmente na região mais ao sul da bacia. Porém, suas perdas seriam justamente na região central, onde apresenta a maioria de seus pontos de presença e a região com a maior extensão de área de várzea.

5.6. Representação atual e futura das áreas de adequabilidade climática em Áreas Protegidas da Amazônia brasileira

No período presente, as áreas de alta adequabilidade climática (adequadas para todas as espécies) apresentam uma extensão de 1.976.398 km², localizadas, predominantemente, na região da Amazônia Central, mas com sobreposições também na região Setentrional, Oriental e Ocidental. Desse total, 27% está presente em UCs, 24% em TIs e 4% em SRs. A área de alta

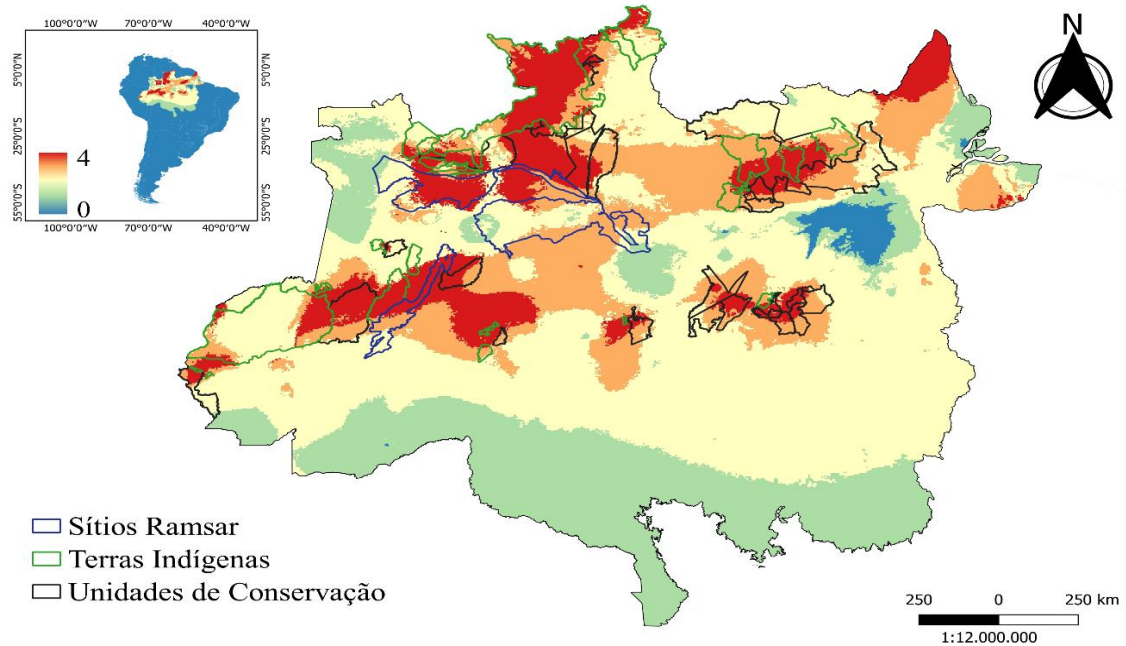
adequabilidade presente comporta cerca de 62% (ou 271.074 km²) das áreas úmidas da Amazônia brasileira, e pouco mais da metade (cerca de 32% ou 139.909 km²) está sob alguma categoria de proteção, 17% em UCs, 8% em TIs e 7% em SRs.

Áreas de alta adequação climática em Áreas Protegidas da Amazônia (presente)



Datum Sirgas 2000

Áreas de alta adequação climática em Áreas Protegidas da Amazônia (2061-2080)



Datum Sirgas 2000

Figura 7. Representação atual e futura das áreas de adequação climática em Áreas Protegidas da Amazônia das quatro espécies da várzea amazônica, baseado na sobreposição dos modelos gerados para cada espécie. Adaptado de Evangelista-Vale et al (2021).

No período entre 2061-2080, a área de alta adequabilidade climática poderá ter uma extensão de 427.599 km², totalizando uma perda de 78%. Desse total, 60% (cerca de 307.705 km²) estaria sob alguma AP: 27% em TIs; 25% em UCs e 8% em SRs. Em relação as áreas úmidas, apenas 14% (cerca de 60.336 km²) estaria em áreas de alta adequabilidade, e cerca da metade (7% ou 32.222 km²) estaria em regiões sob alguma proteção: 3% em SRs; 3% em UCs e 1% em TIs.

No total, 61 APs permaneceriam com áreas de alta adequabilidade climática na projeção futura, as mais representativas seriam: a Terra Indígena Yanomami representando 63.429 km² e o Sítio Ramsar Regional do Rio Negro com 27.401 km², ambas na Sub Bacia do Rio Negro; a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Cujubim com 15.216 km², a Terra Indígena Vale do Javari com 14.343 km² e o Sítio Ramsar Regional do Rio Juruá com 9.649 km², todas ao longo da Sub Bacia do Rio Solimões; e a Floresta Estadual de Trombetas com 9.781 km², localizada na Sub Bacia do Rio Amazonas. Juntas, estas APs compreenderiam 30% do total das áreas de alta adequabilidade climática.

Atualmente, cerca de 54% da Amazônia brasileira é coberta por alguma AP (as UCs cobrem 28,6% e as TIs 25,42%) (MMA, 2022; MAPBIOMAS, 2022), porém, os resultados obtidos, indicam que a configuração atual não é suficiente para garantir a conservação das espécies de várzea frente as mudanças climáticas futuras, caso as emissões de gases de efeito estufa continue em uma curva crescente.

Os resultados vão de encontro aos achados de Anderson et al (2019) e Castelo et al (2013), que constataram que a rede de AP da Amazônia, não protege os ecossistemas de água doce contra os riscos associados às atividades antrópicas, como o estabelecimento de hidrelétricas, o desmatamento e a poluição. Fagundes et al (2016) e Frederico et al (2018), afirmam que a composição das APs protegidas na Amazônia, não garantem a proteção de espécies de fauna aquática da região, como de peixes e de tartarugas marinhas. Estes resultados evidenciam que a maioria das APs possuem o objetivo predominante de proteger os ecossistemas terrestres, falhando em assegurar a conservação dos sistemas de água doce, e, conseqüentemente, dos ambientes de áreas úmidas.

No Brasil, as diretrizes adotadas para a inclusão de SR exigem que tais áreas correspondam a APs, ou seja, corresponda a UC ou TI (MMA, 2022). Tal medida tem se mostrado eficaz, Ribeiro et al (2020), em estudo sobre o uso da terra em SRs brasileiros, constatou que os SRs amazônicos são relativamente bem conservados, apresentando uma baixa perturbação antrópica dentro de seus limites. Entretanto, há apenas 9 SRs na Amazônia,

abrangendo 79.373 km² (ANDERSON et al., 2019) ou apenas 18% das zonas úmidas da Amazônia brasileira, que possuem uma área estimada de 437.216 km² (HESS et al., 2015).

5.7. Áreas prioritárias para conservação

No cenário climático futuro, as áreas de alta adequabilidade climática se sobrepõem, principalmente, ao longo das Sub Bacias do Rio Negro e Rio Solimões (Figura 8). As duas regiões são relativamente bem conservadas, tendo em vista que comportam diferentes SRs (RIBEIRO et al., 2020; RAMSAR, 2022). Porém, os SRs não abrangem toda a extensão das áreas aptas para as espécies, sob o ponto de vista climático, nem toda a extensão de zonas úmidas da região. Além do mais, as florestas inundáveis da Bacia do Rio Negro, são formadas, predominantemente, por áreas de igapó, o que limitaria a presença de espécies específicas de várzea, como *L. corymbulosa* (LOBO et al., 2019).

Há ainda áreas de sobreposição na região Central (nas Sub Bacias do Rio Amazonas, Madeira e Tapajós) e, em menor proporção, na região Costeira Oriental da Amazônia brasileira (Figura 8). A região Central apresenta o maior mosaico de APs da Amazônia, porém, suas abordagens de manejo e medidas de conservação possuem um viés terrestre, não sendo planejadas, inicialmente, para a proteção de ambientes úmidos. A Sub Bacia do Rio Madeira compreende grande parte das zonas úmidas de toda a Amazônia (cerca de 30%) (HESS et al., 2015), apesar disso, a região apresenta apenas uma área específica para a conservação desses ecossistemas, o Sítio Ramsar Reserva Biológica do Guaporé. Além disso, a região foi, recentemente, ano de 2021, alvo de garimpo ilegal, prática que causa graves problemas ambientais, devido ao lançamento de metais pesados nos rios, como o mercúrio (SIMONIN et al., 2021),

Nos últimos anos, intensificaram-se as ações humanas nas regiões leste e sul da Amazônia, como desmatamento, mineração e implantação de projetos hidrelétricos (EVANGELISTA-VALE et al., 2021). Essas ações antrópicas, além de aumentar a pressão sobre as áreas úmidas, potencializa as mudanças climáticas (GOMES et al., 2019). Além do mais, medidas recentes do governo brasileiro vêm reduzindo as restrições ambientais à pecuária, principal setor produtor de gases de efeito estufa no Brasil e responsável por maior parte do desmatamento no país (PEREIRA et al., 2020). Somado a tudo isso, ainda há vários projetos de lei no Congresso Nacional, apoiados pelo governo, que ferem a legislação ambiental vigente, como as propostas para autorização de mineração em terras indígenas (PL 191/2020) e regularização de invasões ilegais de terras ocorridas até 2011 (PL 2633/2020 e PL 510/2021,

conhecidos como “PLs da Grilagem”). Este cenário coloca em risco as APs e a biodiversidade da Amazônia, além de enfraquecer o estado de conservação dos SRs (RIBEIRO et al., 2020).

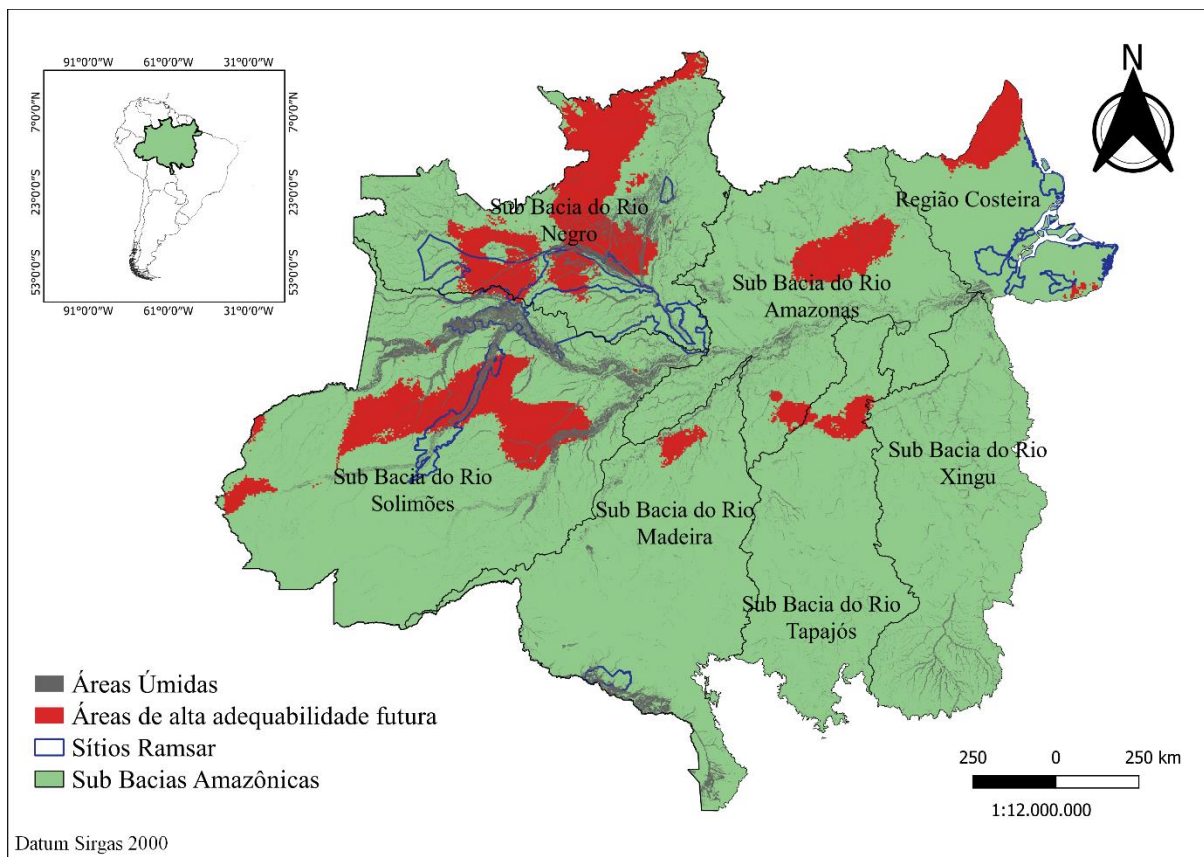


Figura 8. As áreas que permaneceram climaticamente aptas às espécies no futuro, devem ser tratadas como prioritárias para a conservação das espécies.

A conservação das várzeas amazônicas é de suma importância para a manutenção de seus serviços ambientais e para a economia local, assim, é crucial que o governo desenvolva estratégias para aumentar a eficácia de proteção nesses ambientes, elevando as responsabilidades das Áreas Protegidas perante os ecossistemas de água doce e implementando novas áreas com o foco prioritário de conservação das áreas úmidas.

A adoção de estratégias mais inclusivas, mesclando demandas de conservação terrestre e aquática, é necessária para melhorar a eficácia da rede de APs da Amazônia, mudando seu modelo atual, focado em florestas de terra firme, para também abranger os ecossistemas de água doce da bacia (ANDRESON et al., 2019; FREDERICO et al., 2018; Fagundes et al., 2016). Ao mesmo tempo, é essencial aumentar a extensão dos SRs existentes, como os SRs dos rios Negro e Juruá, para que possam ampliar a extensão de áreas úmidas protegidas nessas regiões. Como também introduzir novo SRs em locais estratégicos como ao longo das Sub Bacias dos rios

Amazonas, Madeira e Tapajós, áreas com grande concentração de zonas úmidas (HESS et al, 2015).

Embora haja limitações em modelagem de distribuição de espécies baseados apenas em variáveis climáticas, esses modelos podem fornecer uma primeira aproximação quanto ao impacto potencial das mudanças climáticas sobre a biodiversidade (PEARSON e DAWSON, 2003). Com isso, as informações geradas neste estudo, podem ser úteis para que medidas de conservação com o intuito de mitigar as consequências potenciais das mudanças climáticas sob as espécies de várzea sejam implementadas na Amazônia. Além disso, é imprescindível aumentar os estudos já existentes, não somente em áreas de várzea, mas também em outras zonas úmidas, criando uma compreensão mais holística dos benefícios e de toda a complexidade desses ambientes, para que sejam feitas políticas públicas adequadas de conservação ambiental.

6) Conclusões

As espécies *Alchornea castaneifolia*, *Laetia corymbulosa*, *Maquira coriacea* e *Ocotea cymbarum*, ocorrem, predominantemente, na Bacia Amazônica e de acordo com as projeções futuras, sofrerão perdas de áreas significativas nas próximas décadas, caso o cenário SSP 585 se concretize, tornando essas espécies vulneráveis aos efeitos das mudanças climáticas.

As espécies *L. corymbulosa* (VB) *O. cymbarum* (VA) e *M. coriacea* (VA) apresentam-se como as mais ameaçadas em cenários futuros de mudanças climáticas.

A configuração atual das Áreas Protegidas (APs) da Amazônia brasileira não garante a conservação das espécies frente as mudanças climáticas futuras. Porém, algumas APs permanecem, em cenários futuros, com grande extensão de área de alta adequabilidade climática e devem ser tratadas como prioritárias para implementação de medidas de conservação, são elas: os Sítios Ramsar Regional do Rio Negro e do Rio Juruá, as Terras Indígenas Yanomami e Vale do Javari, a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Cujubim e a Floresta Estadual de Trombetas.

Adoção de medidas mais inclusivas, conciliando demandas terrestres e aquáticas, podem aumentar a eficácia de conservação das áreas úmidas amazônicas localizadas em Áreas Protegidas. Além das regiões já conservadas em APs, áreas ao longo das Sub Bacias dos rios Amazonas, Madeira e Tapajós, que contêm grande concentração de zonas úmidas, se apresentam como pontos estratégicos para implementação de novas áreas prioritárias para a conservação desses ambientes.

7) Referências Bibliográficas

ABELL, R.; ALLAN, J. D.; LEHNER, B. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. **Biological conservation**, v. 134, n. 1, p. 48-63, 2007.

AIELLO-LAMMENS, M. E.; BORJA, R. A.; RADOSAVLJEVIC, A.; VILELA, B.; ANDERSON, R. P. spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. **Ecography**, v. 38, n. 5, p. 541-545, 2015.

ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of applied ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223-1232, 2006.

ANDRADE, A. F.; VELAZCO, S. J.; JÚNIOR, P. D. ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. **Environmental Modelling & Software**, v. 125, p. 104615, 2020.

ANDERSON, E. P. et al. Energy development reveals blind spots for ecosystem conservation in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 17, n. 9, p. 521-529, 2019.

ANDERSON, R. P.; GONZALEZ JR, I. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: an implementation with Maxent. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 15, p. 2796-2811, 2011.

AYRES, J. M. As matas de Várzea do Mamirauá. **Estudos de Mamirauá**, v. 1 (ed. Sociedade Civil Mamirauá). MCT-CNPQ, Rio de Janeiro, p. 123. 1993.

AYRES, J. M.; DA FONSECA, G. A.; RYLANDS, A. B.; QUEIROZ, H. L.; PINTO, L. P.; MASTERSON, D.; CAVALCANTI, R. B. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. **Sociedade Civil Mamirauá**, Belém, PA (Brasil), 2005.

BALSLEV, H.; LUTEYN, J.; ØLLGAARD, B.; HOLM-NIELSEN, L. B. Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain. **Opera Botanica**, v. 92, p. 37-57, 1987.

BARROS, D. F.; ALBERNAZ, A. L. Possible impacts of climate change on wetlands and its biota in the Brazilian Amazon. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 4, p. 810-820, 2014.

BARICHIVICH, J. et al. Recent intensification of Amazon flooding extremes driven by strengthened Walker circulation. **Science advances**, v. 4, n. 9, p. eaat8785, 2018.

BRINSON, M. M. A hydrogeomorphic classification for wetlands. Technical Report WRP-DE-4. **US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station**, Vicksburg, MS. 1993.

CARPENTER, G.; GILLISON, A. N.; WINTER, J. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. **Biodiversity & Conservation**, v. 2, n. 6, p. 667-680, 1993.

CASTELLO, L. et al. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. **Conservation letters**, v. 6, n. 4, p. 217-229, 2013.

CASTRO, M. B. et al. Will the emblematic southern conifer *Araucaria angustifolia* survive to climate change in Brazil? **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 2, p. 591-607, 2020.

CATTANIO, J. H.; ANDERSON, A. B.; CARVALHO, M. S. Floristic composition and topographic variation in a tidal floodplain forest in the Amazon Estuary. **Brazilian Journal of Botany**, v. 25, n. 4, p. 419-430, 2002.

CRIA – Centro de Referência em Informação Ambiental. Projeto speciesLink network, 2021. Disponível em: <http://splink.cria.org.br>. Acesso em: 22 jun. 2021.

CRUZ-CÁRDENAS, G.; LÓPEZ-MATA, L.; VILLASEÑOR, J. L.; ORTIZ, E. Modelado de la distribución potencial de especies y el uso del análisis de componentes principales como variables predictoras. **Revista mexicana de biodiversidad**, v. 85, n. 1, 2015.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. **Sistema de Alerta de Eventos Críticos**, 2021. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/sace>. Acesso em 02 dez. 2021.

DALLMEIER, F.; KABEL, M.; FOSTER, R. B. Floristic composition, diversity, mortality and recruitment on different substrates: lowland tropical forest, Pakitza, Rio Manu, Peru. *In*: WILSON, D.E.; SANDOVAL, A. (eds.). **Manu: the diversity of Southeastern**. Peru. Smithsonian Institution, Washington, , p. 61-88 1996.

DAROLD, F. R.; IRIGARAY, C. T. J. A importância da preservação e conservação das áreas úmidas como mecanismo de efetivação do direito constitucional ao meio ambiente ecologicamente equilibrado para as futuras gerações. **Revista Direito e Justiça: Reflexões Sociojurídicas**, v. 18, n. 31, p. 167-180, 2018.

DE GODOY, J. R.; MARABESI, M. A.; MORTARI, L. C.; AIDAR, M. P.; BUCKERIDGE, M. S. A dinâmica da floresta neotropical e as mudanças climáticas globais. **Naturalia**, v. 32, 2009.

DE OLIVEIRA, L. A.; MOREIRA, F. W.; FALCÃO, N. P.; PINTO, V. S. Floodplain soils of Central Amazonia: chemical and physical characteristics and agricultural sustainability. *In*: JUNK, W. J.; OHLY, J. J.; PIEDADE, M. T.; SOARES, M. G. **The Central Amazon floodplain: actual use and options for a sustainable management**. Backhuys Publishers, 2000. p. 129-140.

ELTON, C. **Animal Ecology**. New York: The Macmillan Company. 1927. p. 256.

EVANGELISTA-VALE, J. C. et al. Climate change may affect the future of extractivism in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 257, p. 109093, 2021.

FAGUNDES, C. K.; VOGT, R. C.; DE MARCO JUNIOR, P. Testing the efficiency of protected areas in the Amazon for conserving freshwater turtles. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 2, p. 123-135, 2016.

FERREIRA, J.; ARAGÃO, L. E.; BARLOW, J.; BARRETO, P.; BERENGUER, E.; BUSTAMANTE, M.; ZUANON, J. Brazil's environmental leadership at risk. **Science**, v. 346, n. 6210, p. 706-707, 2014.

FERREIRA, C. S.; FIGUEIRA, A. V.; GRIBEL, R.; WITTMANN, F.; PIEDADE, M. T. Genetic variability, divergence and speciation in trees of periodically flooded forests of the Amazon: a case study of *Himatanthus sucuuba* (SPRUCE) WOODSON. *In*: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (eds.) **Amazonian floodplain forests**. Springer, Dordrecht, 2010. p. 301-312.

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.

FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental conservation**, v. 24, n. 1, p. 38-49, 1997.

FREDERICO, R. G.; ZUANON, J.; DE MARCO JR, P. Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. **Biological Conservation**, v. 219, p. 12-19, 2018.

FREITAS, C. T.; DERMACHI, L. O.; OLIVEIRA WITTMANN, A.; WITTMANN, F. Os habitantes das áreas alagáveis amazônicas e o uso de recursos vegetais. *In*: LOPES, A.; PIEDADE, M. T. **Conhecendo as áreas úmidas amazônicas: uma viagem pelas várzeas e igapós**. Manaus: INPA, 2015. p. 130-138.

GBIF – Global biodiversity information facility, 2021. Disponível em: <https://www.gbif.org>. Acesso em: 08 jul. 2021.

GOMES, V. H.; VIEIRA, I. C.; SALOMÃO, R. P.; TER STEEGE, H. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 7, p. 547-553, 2019.

GRINNELL, J. Field Tests of Theories Concerning Distributional Control. **The American Naturalist**. Chicago, v. 51, n. 602, p. 115–128, 1917.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology letters**, v. 8, n. 9, p. 993-1009, 2005.

GUO, Q.; KELLY, M.; GRAHAM, C. H. Support vector machines for predicting distribution of Sudden Oak Death in California. **Ecological modelling**, v. 182, n. 1, p. 75-90, 2005.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; TOWNSHEND, J. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850-853, 2013.

HESS, L. L.; MELACK, J. M.; AFFONSO, A. G.; BARBOSA, C.; GASTIL-BUHL, M.; NOVO, E. M. Wetlands of the lowland Amazon basin: Extent, vegetative cover, and dual-season inundated area as mapped with JERS-1 synthetic aperture radar. **Wetlands**, v. 35, n. 4, p. 745-756, 2015.

HIJMANS, R. J.; ELITH, J. **Species distribution modeling with R**. R package version 0.8-11, 2013. Disponível em: <<https://rspatial.org/sdm/>>. Acesso em: 01 abr. 2021.

HUTCHINSON, G. E. An introduction to population ecology. **Yale University Press**, New Haven. 1978.

HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **CSH symposia**, v. 22, n. 0, p. 415–427, 1957.

IRION, G.; JUNK, W. J.; DE MELLO, J. A. The large central Amazonian River floodplains near Manaus: geological, climatological, hydrological and geomorphological aspects. *In*: JUNK, W. J. **The central Amazon floodplain**. Springer, Berlin, Heidelberg, 1997. p. 23-46.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2013: The physical science basis. *In*: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P.M. (eds). **Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, UK e New York, NY, USA. 2013. p. 1535.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Coordenação geral de observação da terra. programa de monitoramento da Amazônia e demais biomas**. Desmatamento –

Amazônia Legal – Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 05 jan. 2022.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, n. 1, p. 110-127. 1989.

JUNK, W. J. Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change. **Aquatic Sciences**, v. 75, n. 1, p. 113-131, 2013.

JUNK, W. J. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. *In*: Holm-Nielsen, L. B. et al. (eds), **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity**. Academic Press, 1989. p. 47-64.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. An introduction to South American wetland forests: distribution, definitions and general characterization. *In*: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (eds.). **Amazonian floodplain forests**. Springer, Dordrecht, 2010. p. 3-25.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; AGOSTINHO, A. A. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems**, v. 24, n. 1, p. 5-22, 2014.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; SCHÖNGART, J.; COHN-HAFT, M.; ADENEY, J. M.; WITTMANN, F. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. **Wetlands**, v. 31, n. 4, p. 623-640, 2011.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F. A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). **Wetlands Ecology and Management**, v. 20, n. 6, p. 461-475. 2012.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. Áreas alagáveis: Definições e características ecológicas gerais. *In: Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável*. Manaus: INPA, 2020. p. 18-35.

KEARNEY, M. Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos*, Melbourne, v. 115, n. 1, p. 186-191. 2006.

LEROY, B. et al. 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.

LOBO, G. S.; WITTMANN, F.; PIEDADE, M. T. Response of black-water floodplain (igapó) forests to flood pulse regulation in a dammed Amazonian river. *Forest Ecology and Management*, v. 434, p. 110-118, 2019.

LOPES, A.; CARVALHO, K. U.; DERMACHI, L. O.; FERREIRA, A. B.; PIEDADE, M. T. Impactos antrópicos nas várzeas amazônicas e seus efeitos sobre as macrófitas aquáticas. *In: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável*. Manaus: INPA, 2020. p. 106-121.

LOYOLA, R. D. et al. Climate change might drive species into reserves: a case study of the American bullfrog in the Atlantic Forest Biodiversity Hotspot. *Alytes*, v. 29, p. 61-74, 2012.

MAKOWSKY, R.; MARSHALL Jr, J. C.; MCVAY, J.; CHIPPINDALE, P. T.; RISSLER, L. J. Phylogeographic analysis and environmental niche modeling of the plain-bellied watersnake (*Nerodia erythrogaster*) reveals low levels of genetic and ecological differentiation. *Molecular phylogenetics and evolution*, v. 55, n. 3, p. 985-995, 2010.

MANES, S. et al. Endemism increases species climate change risk in areas of global biodiversity importance. *Biological Conservation*, v. 257, p. 109070, 2021.

MAPBIOMAS – Projeto MapBiomass, Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, 2022. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org>. Acesso em: 05 jan. 2022.

MARENGO, J. A.; SOUZA JR, C. M.; THONICKE, K.; BURTON, C; HALLADAY, K.; BETTS, R. A.; SOARES, W. R. Changes in climate and land use over the Amazon region: current and future variability and trends. **Frontiers in Earth Science**, v. 6, p. 228, 2018.

MARINHO, T. A. Estabelecimento e distribuição de espécies arbóreas em florestas de várzea na Amazônia Central. Tese (*Doutorado em Ecologia*) - Programa de Pósgraduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, p. 93. 2015.

MARINHO, T. A.; PAULA, J. D.; RÍOS-VILLAMIZAR, E. A.; SCHONGART, J. Tipos de áreas úmidas amazônicas. *In*: LOPES, A.; PIEDADE, M. T. **Conhecendo as áreas úmidas amazônicas: uma viagem pelas várzeas e igapós**. Manaus: INPA, 2015. p. 33-40.

MARINHO, T. A.; WITTMANN, F. Distribuição de *Hura crepitans* L. e *Ocotea cymbarum* Kunth em um gradiente topográfico na floresta de várzea alta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazônia Central.

MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. *In*: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (eds.). **Amazonian floodplain forests**. Springer, Dordrecht, 2010. p. 43-59.

MERTES, L. A.; DANIEL, D. L.; MELACK, J. M.; NELSON, B.; MARTINELLI, L. A.; FORSBERG, B. R. Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the floodplain of the Amazon River in Brazil from a remote sensing perspective. **Geomorphology**, v. 13, n. 1-4, p. 215-232, 1995.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação, 2022. Disponível em: <https://app.powerbi.com>. Acesso em: 05 jan. 2022.

NEBEL, G. Arbol de la llanura aluvial amazónica *Maquira coriacea* (Karsten) CC Berg: aspectos de ecología y manejo. **Folia Amazónica**, v. 11, n. 1-2, p. 5-29, 2000.

NEBEL, G.; KVIST, L. P.; VANCLAY, J. K.; CHRISTENSEN, H.; FREITAS, L.; RUÍZ, J. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey. **Forest ecology and Management**, v. 150, n. 1-2, p. 27-57, 2001.

NIX, H. A.; BUSBY, J. BIOCLIM, a bioclimatic analysis and prediction system. **Division of Water and Land Resources**: Canberra, 1986.

OLIVEIRA, A. C. de. Aspectos da dinâmica populacional de *Salix martiana* Leyb. (Salicaceae), em áreas de várzea da Amazônia central. 1998. p. 83. *Dissertação de Mestrado*, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus: 1998.

PAROLIN, P.; DE SIMONE, O.; HAASE, K.; WALDHOFF, D.; ROTTENBERGER, S.; KUHN, U.; JUNK, W. J. Central Amazonian floodplain forests: tree adaptations in a pulsing system. **The Botanical Review**, v. 70, n. 3, p. 357-380. 2004.

PAROLIN, P.; LUCAS, C.; PIEDADE, M. T.; WITTMANN, F. Drought responses of flood-tolerant trees in Amazonian floodplains. **Annals of botany**, Oxford, v. 105, n. 1, p. 129-139. 2010.

PAULA, S. R.; PAIVA, A. V.; MARANHO, Á. S. Transposição de plântulas de *Alchornea castaneifolia* (Willd.) A. Juss. da regeneração natural como estratégia de produção de mudas em viveiro. **Cerne**, v. 19, p. 323-330, 2013.

PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global ecology and biogeography**, v. 12, n. 5, p. 361-371, 2003.

PEREIRA, E.J.; SANTANA RIBEIRO, L.C. de; SILVA FREITAS, L.F. da, BARROS PEREIRA, H.B. de. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, p. 104491, 2020

PIEIDADE, M. T.; JUNK, W. J.; DE SOUSA JR, P. T.; DA CUNHA, C. N.; SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F.; GIRARD, P. As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro. Código Florestal e a ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber. **Sumários executivos de estudos científicos sobre impactos do projeto de Código Florestal**, p. 9-17, 2012.

PIEIDADE, M. T.; SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F.; PAROLIN, P.; JUNK, W. J. Impactos ecológicos da inundação e seca na vegetação das áreas alagáveis amazônicas. *In: Secas na Amazônia: causas e consequências*. São Paulo: Oficina de textos, 2013. p. 268-298.

PIRES, J.M.; KOURY, H. M. **Estudo de um trecho de mata de várzea próximo a Belém**. Boletim Técnico IAN 36: 3-44, 1959.

PRASAD, A. M.; IVERSON, L. R.; LIAW, A. Newer classification and regression tree techniques: bagging and random forests for ecological prediction. **Ecosystems**, v. 9, n. 2, p. 181-199, 2006.

RAMSAR – Ramsar Sites Information Service, 2022. Disponível em: <https://rsis.ramsar.org>. Acesso em: 06 jan. 2022.

RENÓ, V.; NOVO, E. Forest depletion gradient along the Amazon floodplain. **Ecological Indicators**, v. 98, p. 409-419, 2019.

RENÓ, V. F.; NOVO, E. M.; SUEMITSU, C.; RENÓ, C. D.; SILVA, T. S. Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical Landsat MSS/TM imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 12, p. 3446-3456, 2011.

RIAHI, K. et al. RCP-8.5: exploring the consequence of high emission trajectories. **Climatic Change**, v. 109, n. 33, p. 10.1007, 2011.

RIBEIRO, M. N.; ADIS, J. Local rainfall variability-a potential bias for bioecological studies in the Central Amazon. **Acta Amazonica**, v. 14, n. 1-2, p. 159-174, 1984.

RIBEIRO, S.; MOURA, R. G.; STENERT, C.; FLORÍN, M.; MALTCHIK, L. Land use in Brazilian continental wetland Ramsar sites. **Land Use Policy**, v. 99, p. 104851, 2020.

ROSA, S.; SILVA, N. F.; CASTRO, N. D.; FEITOSA, Y.; PIEDADE, M. T. Entre a água e a terra: as áreas úmidas (AUs). *In*: LOPES, A.; PIEDADE, M. T. **Conhecendo as áreas úmidas amazônicas: uma viagem pelas várzeas e igapós**. Manaus: INPA, 2015. p. 23-31.

SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D.; ABELLÁN, P.; PICAZO, F.; MILLÁN, A.; RIBERA, I.; LOBO, J. M. Do protected areas represent species' optimal climatic conditions? A test using Iberian water beetles. **Diversity and distributions**, v. 19, n. 11, p. 1407-1417, 2013.

SENAY, S. D.; WORNER, S. P.; IKEDA, T. Novel three-step pseudo-absence selection technique for improved species distribution modelling. **PloS one**, v. 8, n. 8, p. e71218, 2013.

SCHÖNGART, J.; JUNK, W. J. Clima e hidrologia nas várzeas da Amazônia Central. *In*: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. **Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável**. Manaus: INPA, 2020. p. 44-65.

SCHÖNGART, J. O manejo florestal na várzea da Amazônia Central: História, desenvolvimento e futuros desafios. *In*: JUNK, W. J., PIEDADE, M. T. F., WITTMANN, F., SCHÖNGART, J. **Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável**. Manaus: INPA, 2020. p. 178-206.

SCHÖNGART, J.; PIEDADE, M. T.; WORBES, M. Successional differentiation in structure, floristic composition and wood increment of whitewater floodplain forests in Central Amazonia. **Proceedings of the German Brazilian Workshop**, Hamburg, p. 589-606, 2003.

SCHWALM, C. R.; GLENDON, S.; DUFFY, P. B. RCP8. 5 tracks cumulative CO2 emissions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 33, p. 19656-19657, 2020.

SIOLI, H. Sedimentation im amazonasgebiet. **Geologische Rundschau**, v. 45, n. 3, p. 608-633, 1957.

SIMONIN, M.; ROCCA, J. D.; GERSON, J. R.; MOORE, E.; BROOKS, A. C.; CZAPLICKI, L.; BERNHARDT, E. S. Consistent declines in aquatic biodiversity across diverse domains of life in rivers impacted by surface coal mining. **Ecological Applications**, v. 31, n. 6, p. e02389, 2021.

SOARES-FILHO, B.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.; ANDERSON, A.; RODRIGUES, H.; GARCIA, R.; MARETTI, C. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 24, p. 10821-10826, 2010.

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology Letters**, v. 10, n. 12, p. 1115-23. 2007.

SOBERÓN, J.; PETERSON, A. T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, v. 2, p. 1-10, 2005.

THUILLER, W.; GUÉGUEN, M.; RENAUD, J.; KARGER, D. N.; ZIMMERMANN, N. E. Uncertainty in ensembles of global biodiversity scenarios. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 1-9, 2019.

WORBES, M.; KLINGE, H.; REVILLA, J. D.; MARTIUS, C. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, n. 4, p. 553-564. 1992.

WORBES, M. The forest ecosystem of the floodplains. *In: The central Amazon floodplain*. Springer, Berlin, Heidelberg, 1997. p. 223-265.

WITTMANN, F.; ANHUF, D.; JUNK, W. J. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. **Journal of Tropical Ecology**, p. 805-820. 2002.

WITTMANN, F.; HOUSEHOLDER, E.; PIEDADE, M. T.; DE ASSIS, R. L.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P.; JUNK, W. J. Habitat specificity, endemism and the neotropical distribution of Amazonian white-water floodplain trees. **Ecography**, v. 36, n. 6, p. 690-707. 2013.

WITTMANN, F.; JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. **Forest ecology and Management**, v. 196, n. 2-3, p. 199-212, 2004.

WITTMANN, F.; JUNK, W. J. Sapling communities in Amazonian white-water forests. **Journal of Biogeography**, v. 30, n. 10, p. 1533-1544, 2003.

WITTMANN, F.; JUNK, W. J. The Amazon River basin. *In: The Wetland book II: Distribution, description and conservation*. Springer, 1-16. 2016.

WITTMANN, F.; OLIVEIRA WITTMANN, A. Use of Amazonian floodplain trees. *In: Amazonian Floodplain Forests*. Springer, Dordrecht, 2010. p. 389-418.

WITTMANN, F.; PIEDADE, M. T.; SCHÖNGART, J.; OLIVEIRA WITTMANN, A.; JUNK, W. J. Composição florística, diversidade, fitogeografia e evolução das florestas alagáveis amazônicas. *In: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável*. Manaus: INPA, 2020. p. 122-143.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; JUNK, W. J. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. *In: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; PAROLIN, P. (Eds.) Amazonian floodplain forests*. Springer, Dordrecht, 2010. p. 61-102.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; QUEIROZ, H. L.; OLIVEIRA WITTMANN, A.; SANTOS CONSERVA, A.; PIEDADE, M. T.; JUNK, W. J. The Amazon floodplain Demonstration Site: Sustainable timber production and management of Central Amazonian white-water floodplains. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 9, n. 1, p. 41-54, 2009.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; MONTERO, J. C.; MOTZER, T.; JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T.; WORBES, M. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. **Journal of biogeography**, v. 33, n. 8, p. 1334-1347. 2006.

APÊNDICE A – Script utilizado no software R (v. 4.1.2) no processo de modelagem das espécies

```
# Instalando e executando o pacote ENMTML
install.packages ("ENMTML")
library (ENMTML)
require (ENMTML)
require (raster)

# Definido o diretório
getwd()
setwd("c:/users/diuli/documents/modelagem/ENMTML_")
d_ex <- file.path(getwd())

# Inserindo dados de ocorrência e preditores
data ("oc")
d_oc <- file.path (d_ex, "Ocorrencia/species.txt")
utils::write.table(species, d_oc, sep = '\t', row.names = FALSE)

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

# Inserindo dados para projeção
data("projection")
d_fut <- file.path(d_ex, 'projection/')
dir.create(d_fut)
d0 <- file.path(d_fut, names(projection))
sapply(d0, dir.create)
raster::writeRaster(projection$`ssp245_2041_2060`,file.path(d0[1],
names(projection$`ssp245_2041_2060`)), bylayer=TRUE, format="GTiff")
```

```

raster::writeRaster(projection$`ssp245_2061_2080`,file.path(d0[2],
names(projection$`ssp245_2061_2080`)), bylayer=TRUE, format="GTiff")
raster::writeRaster(projection$`ssp245_2081_2100`,file.path(d0[3],
names(projection$`ssp245_2081_2100`)), bylayer=TRUE, format="GTiff")
raster::writeRaster(projection$`ssp585_2041_2060`,file.path(d0[4],
names(projection$`ssp585_2041_2060`)), bylayer=TRUE, format="GTiff")
raster::writeRaster(projection$`ssp585_2061_2080`,file.path(d0[5],
names(projection$`ssp585_2061_2080`)), bylayer=TRUE, format="GTiff")
raster::writeRaster(projection$`ssp585_2081_2100`,file.path(d0[6],
names(projection$`ssp585_2081_2100`)), 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='5'), save_part = FALSE,
save_final = TRUE, algorithm = c('BIO', 'DOM', 'MXS', 'SVM', 'RDF'), thr =
c(type='MAX_TSS'), msdm = NULL, ensemble = c(method='PCA'), extrapolation = FALSE,
cores = 1)

```

APÊNDICE B – Coordenadas geográficas utilizadas na modelagem

Espécie	Longitude	Latitude	Coletor	Ano de coleta	País	Banco de dados
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-75,0500	7,2167	C. Denslow JS	1975	Colômbia	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-74,9250	-5,2497	E. Blasildo et al	2006	Peru	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-74,6700	-8,2500	R. Vásquez	1988	Peru	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-74,5640	8,3405	Callejas R et al	1987	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-74,4029	-4,6666	Ruth Ripley	2009	Peru	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-74,4000	-8,3000	W Macrae et al	1981	Peru	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-74,0000	-5,0000	Rodolfo Vásquez et al.	1984	Peru	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-73,8790	7,1799	Mireya P et al	2012	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-73,8333	-5,0833	Rodolfo Vásquez et al.	1984	Peru	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-73,5000	8,3300	Callejas R et al	1987	Colômbia	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-73,4200	-3,8000	J. Ruíz	1988	Peru	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-73,3333	-8,4007	EHG Ule	1901	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-73,2500	-7,5000	M. Silveira	1996	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-73,2500	-3,7500	F. Ayala	1982	Peru	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-73,2000	-3,8000	W.D. MacRae	1981	Peru	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-72,9519	-7,5981	F. Obermuller et al	2007	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-72,8958	-7,6142	M. Silveira	1996	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-72,7333	-8,3167	M. Silveira	1994	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-72,4942	4,2622	Elbert L. Little. Jr.	1944	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-70,5835	4,1014	Soejarto D. et al	1973	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-70,5619	-9,5683	Douglas C. Daly	2002	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-70,5037	-3,7365	Jesús María Duque-Jaramillo	1945	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-70,3500	-3,7800	Cárdenas. D.	2009	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-70,2500	-12,0000	R. B. Foster	1976	Peru	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-70,2316	-12,4699	H. Beltrán S. et al		Peru	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-70,2116	6,2993	Francisco J. Mijares Santana	2015	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-70,1083	5,6894	S. Madriñán. Et al	2012	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-70,0451	-3,5300	G. A. Blacket	1946	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-69,9496	-4,2039	López-C. R.	2001	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-69,9114	6,0589	Jiménez-E. N.D.	2012	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-69,8500	-1,1843	Jaramillo-M. R.	1984	Colômbia	GBIF

<i>Alchornea castaneifolia</i>	-69,3416	6,1288	Córdoba. Mireya & Aya. J.	2012	Colômbia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-69,2833	-12,8333	M. Alexiades et al.	1991	Peru	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-69,0500	-12,0833	O. L. Phillips Percy Núñez V.	1989	Peru	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-69,0167	-11,4500	Israel G. Vargas C. et al.	2000	Bolívia	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-68,8333	-13,0167	N. Helme	1995	Bolívia	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-68,7500	-12,6667	Alwyn H. Gentry Percy Núñez V.	1990	Peru	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-68,6839	-12,6733	Paul Donahue	2010	Bolívia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-67,7667	5,0333	Breteler FJ	1965	Venezuela	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-67,6511	-8,5244	A. Quinet; J.M.A. Braga	2005	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-67,5667	4,9000	Anibal Castillo	1997	Venezuela	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-67,4331	-8,4611	A. Quinet; J.M.A. Braga	2005	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-67,3978	-8,7522	Anibal Castillo	1997	Venezuela	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-67,3000	6,9533	Rodrigo Duno de Stefano et al	1989	Venezuela	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-67,2167	-10,3500	Saúl Altamirano	2006	Bolívia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-66,6158	-14,2003	Mónica Moraes J. Sarmiento		Bolívia	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-66,4000	-14,1300	M. Moraes Ramírez	1990	Bolívia	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-65,3500	-2,6333	Scarda. FM	2001	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-65,1833	-3,6000	Ducke. A	1906	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-65,0858	-4,1444	Spruce. R.		Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-64,9956	7,0758	Judith Rosales	1995	Venezuela	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-64,8333	-3,0333	Procópio. LC	2000	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-64,8275	6,7636	Judith Rosales	1995	Venezuela	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-64,7056	-9,3064	Pereira-Silva. G.	2010	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-64,5000	7,5000	Saúl Flores	1995	Venezuela	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-63,7433	-17,0000	A. Fuentes	1996	Bolívia	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-63,1525	8,3400	W. A. Diaz	2003	Venezuela	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-61,3731	-3,8983	Prance. GT	1971	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-60,7333	-3,2333	Mori. SA	1991	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-60,4594	-3,4281	Rodrigues. WA	1970	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-60,4200	-3,2500	Mike Hopkins	1999	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-60,4167	-3,2500	Lohmann. LG	1999	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-59,9333	-3,2500	Kubitzki. K	1987	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-59,9000	-3,1667	Nunez. CV	2009	Brasil	CRIA

<i>Alchornea castaneifolia</i>	-59,7333	-3,1639	Guillaumet. JL	1985	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,9833	-19,9461	M.F. Barros et al	2013	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,9170	-21,4670	Hamilton Beltran	1997	Peru	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,9142	-22,1228	Elsa M. Zardini Robert Gómez	2002	Peru	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,8925	-21,6772	A. Pott et al	2009	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,7783	-17,5642	Nur Ritter	1998	Bolívia	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,7403	-18,9861	Nur Ritter	1998	Bolívia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,6533	-19,0092	Cervi. A. C.	1991	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,6333	-18,2333	Nur Ritter	1998	Bolívia	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,5944	-18,1931	Nur Ritter	1998	Bolívia	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,5514	-18,2272	Nur Ritter	1998	Bolívia	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,4667	-17,9933	F. Bao et al	2010	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,4503	-19,0211	Damasceno Jr.. G. A.	1994	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,4286	-17,8731	V.J. Pott et al	2001	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,0428	-19,3983	G. Catian	2014	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,0392	-19,5428	F. Matos-Alves et al	2006	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,0136	-19,6267	M.O.D Pivari; S. Boof	2005	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-57,0000	-19,5850	G.A. Damasceno-Junior et al	2012	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-56,6228	-16,2567	Elias de Paula. J	1984	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-56,3783	-20,2406	Damasceno Jr.G.A.	1991	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-56,0767	-15,8656	Monteiro. JRB	1985	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-55,9675	-16,1944	C.F. Fortes	2005	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-55,9667	-16,2667	De Moraes. F.F.	2007	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-55,8644	-20,3014	B.A. Coutinho et al	2015	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-55,7444	-3,1540	Guedes. M.L.S.	1996	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-55,7008	-11,7583	Córdova. M.O.	2017	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-54,6464	-20,4428	Guedes. M.L.S.	1996	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-50,4811	-10,4633	Aparecida da Silva. M; et al.	1999	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-50,0931	-9,4972	Thomé. G.A et al	2010	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-48,1747	-8,9675	Rizzo. J.A.; Ferreira. H.D.	1986	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-47,5703	-7,0036	Glocimar Pereira-Silva;	2008	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-47,3992	-6,3383	J.A. Siqueira Filho	2009	Brasil	GBIF
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-44,4675	-13,4792	Corrêa. A.C.G.	2010	Brasil	CRIA

<i>Alchornea castaneifolia</i>	-43,7881	-14,3350	Guedes. ML et al	2007	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-42,7272	-10,8094	Guedes. ML et al	1996	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-42,7167	-10,8000	Guedes. M.L.S.	1996	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-42,6892	-10,6789	Guedes. ML et al	2000	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-41,3900	-12,5631	França. F.	1996	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-41,0164	-11,6817	Souza. Padre JP et al	1975	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-40,9353	-8,4686	J.A. Siqueira Filho;	2009	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-40,5056	-9,4050	J.V.A. Ferreira;	2011	Brasil	CRIA
<i>Alchornea castaneifolia</i>	-38,2194	-8,9792	A. Lima	1950	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-77,1592	7,5744	Echavarría. Varón.		Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-76,2006	4,0689	W. Devia	1996	Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-76,1667	-3,7500	Rodolfo Vásquez et al.		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-76,0000	4,0000	Wilson Devia A.		Colômbia	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-75,7833	9,1167	Roldán F.	1999	Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-75,7333	9,2167	Roldán F.	1999	Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-75,5839	-10,1919	Luis Valenzuela G. J. L. Mateo	2013	Peru	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-75,0836	8,2916	Rodríguez W. Barrera J.	2006	Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-75,0532	8,4688	Rodríguez W. Barrera J.	2006	Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-75,0000	-4,0000	Ch. Peters		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-74,9732	8,3076	Rodríguez W. Barrera J.	2006	Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-74,6667	-8,2500	Rodolfo Vásquez Nestor Jaramillo		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-74,5667	-8,3500	Graham. J		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-74,3803	-9,1720	Manuel Rimachi Y.		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-74,1667	2,6667	Stevenson. P.		Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-74,1667	-5,2500	Rodolfo Vásquez Nestor Jaramillo		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-74,1400	-9,1839			Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-73,7500	-4,9167	Sandrine Lamotte		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-73,6667	-4,9167	Sandrine Lamotte		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-73,4029	2,9259	Maniguaje. N.L.		Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-73,2500	-3,7500	Rodolfo Vásquez Nestor Jaramillo		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-73,2000	-3,6667	Alwyn H. Gentry Cesar A. Grández		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-72,5719	2,6220	Cárdenas. D.		Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-72,4942	4,2622	Little. E. L. Jr.		Colômbia	GBIF

<i>Laetia corymbulosa</i>	-72,0000	-1,0000	R. E. Schultes		Colômbia	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-70,9667	-12,1167	Percy Núñez V.		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-70,7069	-3,7927	Castaño-A. N.	2015	Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-70,5037	-3,7365	Richard Evans Schultes	1977	Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-70,3833	-3,7833	Betancur. J.	2008	Colômbia	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-70,2500	-12,0000	P. Núñez V.		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-70,1000	-12,5700	P. Centeno		Peru	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-69,0833	-12,5833	Alwyn H. Gentry		Peru	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-69,0061	-3,4650	G. T. Prance;		Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-68,9413	-3,4951	Prance. GT	1978	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-67,9536	-9,8343	C. A. Sothers	1999	Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-67,8022	-2,8731	A. Ducke & A. Ducke		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-66,5989	-1,8261	Rosa. NA		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-65,9797	-1,8500	Amaral. IL do	1984	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-65,5811	-1,8561	I. L. do Amaral;		Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-65,4523	-7,7616	Prance. GT	1986	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-65,2800	-7,4700	G. T. Prance		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-65,1333	-2,8000	Rocha. SFR	2004	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-65,1083	-2,9900	Rosa. N.A.		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-65,0981	-2,7087	Luize. BG	2017	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-65,0858	-4,1444	Spruce. R.	1976	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-64,8861	-2,9144	Procópio. LC	2001	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-64,8333	-3,0333	Brito. JM de		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-64,8000	-3,3000	Krieger. L	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-64,6100	-6,6900	Mike Hopkins	2010	Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-64,6067	-6,6900	Prata. EMB	2010	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-64,5000	-3,7500	R.L.Frões	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-63,5000	-6,0833	G. K. Gottsberger		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-63,0000	-5,0000	R. Spruce		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-62,5742	-3,5675	Luize. BG	2011	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-62,5700	-4,5833	Mike Hopkins	2009	Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-62,5525	-4,4403	Luize. BG	2009	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-62,4351	-4,4922	Luize. BG	2010	Brasil	CRIA

<i>Laetia corymbulosa</i>	-62,3200	-4,2516	Mike Hopkins	2009	Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-62,1100	-4,2018	Mike Hopkins	2009	Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-62,0761	-4,6608	C. C. Berg;		Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-62,0569	-3,8367	R. L. Fróes.		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-62,0338	-4,3711	Luize. BG	2009	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-61,7103	-2,4813	Silva. WS da	2008	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-61,2668	-3,0062	S. A. Mori		Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,8500	-3,5330	Arouck-Fereira. JDC	2002	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,7500	-3,2000	Monteiro. OP	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,6200	-3,2900	Monteiro. OP	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,4470	-3,4136	Revilla. J	2016	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,3692	-3,7681	Adis. J	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,3333	-3,3333	Carreira. LMM		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,2833	-3,4500	Berg. CC	1991	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,2600	-4,9385	Mike Hopkins	2010	Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,1861	-3,2847	Rodrigues. WA	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,0777	-3,1688	G. T. Prance		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,0325	-3,3195	Prance. GT	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,0250	-3,1019	Fróes. RL	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-60,0000	-3,2500	Worbes. M		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-59,9391	-3,2428	M. V. B. Garcia		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-59,7198	-3,4427	Rodrigues. WA	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-59,6000	-3,1000	Coêlho. LF	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-58,9500	3,9833	Maas. PJM	2003	Guiana Francesa	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-57,7186	-3,3836	Rodrigues. WA	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-56,7450	-2,1714	A. Ducke & A. Ducke		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-54,8422	-2,2267	Medeiros. M.B et al	2018	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-54,7383	-1,9419	Suemitsu. C.		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-54,7083	-2,4431	G. A. Black et al		Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-54,5344	-2,5239	L.S.B. Calazans; K.B. Santos	2015	Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-54,5314	-2,3397	Nascimento. CMN	2010	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-54,5300	-2,3397	Mike Hopkins	2010	Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-54,0692	-2,0078	Projeto. Iara		Brasil	CRIA

<i>Laetia corymbulosa</i>	-52,9167	-0,9167	Black. GA	1977	Brasil	CRIA
<i>Laetia corymbulosa</i>	-52,5824	-1,5267	M. R. dos Santos		Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-52,5500	-0,5500	Black. GA;	1977	Brasil	GBIF
<i>Laetia corymbulosa</i>	-52,2000	-0,8000	Santos. MR dos	1979	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-76,8333	6,5833	Gentry, Alwin et al	2003	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-76,3167	6,5500	Cogollo-Pacheco et al	2003	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-75,2850	-10,3542	Luis Valenzuela G. et al	2012	Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-75,0000	-4,0000	J. Revilla	1977	Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-74,5177	0,6475	Angela A, Sánchez et al	2018	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-74,3010	0,1623	Angela A, Sánchez et al		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-74,2594	2,7775	Cárdenas, D,	2019	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-74,1400	-9,1839			Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-73,5639	3,9508	Cifuentes, E,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-73,5333	-4,5833	Rodolfo Vásquez	1982	Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-73,5109	1,7307	Cárdenas, D,	2016	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-73,4157	3,5241	Asociación de Becarios de Casanare – ABC		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-73,3888	4,0765	Edgar Cifuentes		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-73,3843	4,1973	Edgar Cifuentes		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-73,3403	-3,7844	Juan Revilla Cristoph H. Fröhner	1977	Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-73,3333	-4,1667	Rodolfo Vásquez et al.	1980	Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-73,2500	-3,7833	Thomas B. Croat	1972	Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-73,1115	7,1554	José J, Triana	1970	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-73,0669	2,3378	W. Trujillo-C.	2011	Colômbia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-72,9667	-3,5000	Cesár A. Grández et al.	1992	Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-72,8683	-11,7815	P. Nuñez V., et al	1997	Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-72,8667	3,8811	J, J, Triana	1992	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-72,8333	-3,4667	Alwyn H. Gentry	1992	Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-72,8163	5,0553	Córdoba, Mireya et al	2011	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-72,7039	2,5681	Betancur, J,	2015	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-72,7000	-9,1167	D. A. P. Gomes-Silva	1995	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-72,6880	2,3489	López-C., R,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-72,6542	2,5185	Betancur, J,	2020	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-72,6517	-11,8825	P. Nuñez V. et al	1998	Peru	CRIA

<i>Maquira coriacea</i>	-72,5500	-3,4167	Gránchez, C. Jaramillo, N.	1991	Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-72,5167	2,6000	Cárdenas, D,	1994	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-72,4053	4,8917	Luisa F, Casas		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-72,3016	5,1846	Cortés-B., R,	2010	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-72,0400	-0,7400	Urrego, L,E,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-71,8937	-0,7750	Sánchez, M,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-71,8250	-0,8187	Urrego, L,E,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-71,7464	6,4233	Francisco J, Mijares Santana		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-71,7089	6,2808	Mijares, Francisco		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-71,6000	-0,9300	Sánchez, M,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-71,5600	6,2200	Salinas, N,R,	2015	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-71,5000	5,5000	D. Alvira	1995	Colômbia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-71,2955	6,0372	Córdoba, Mireya Mendoza, Humberto	2011	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-71,0780	5,4605	Diego Malagón	2014	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-71,0620	6,7867			Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,9028	-1,4194	Sánchez, M,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,7500	0,2500	D. D. Soejarto & T. E. Lockwood	1970	Colômbia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-70,7000	4,2500	de Arevalo, I,	2002	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,6667	7,9167	Breteler, F.J.	1964	Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-70,6403	4,6414	Cabrera R., I,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,5600	-3,7800	Posada, A,	2011	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,4119	0,9455	Soejarto D, Lockwood T,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,3986	1,3541	López-C., R,	2002	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,3958	6,8504	Francisco J, Mijares Santana		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,2600	5,6067	Ramírez, J. et al	2004	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,2500	-3,7000	Agustin Rudas L. et al.	1992	Colômbia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-70,2266	1,2799	Soejarto D, Lockwood T,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,1667	-3,8333	Cardona F, López C,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,1624	-2,6323	Cárdenas, D,	2001	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-70,1078	8,7714	Luis Marcano-Berti	1980	Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-70,0818	-12,5300	R, Tupayachi T, et al		Peru	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-69,7651	6,4221	M,P Córdoba & B, Garzon		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-69,7167	-12,8167	Alwyn H. Gentry et al	1985	Peru	CRIA

<i>Maquira coriacea</i>	-69,7144	6,2330	Alviz & Pérez-Albarracín, 2015		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-69,6000	6,8667	Davidse, G. González, A.C.	1979	Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-69,5250	-1,0958	Palacios, E,	1997	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-69,3333	-12,8333	Smith SF; et al.	1989	Peru	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-69,2500	7,5667	Gerrit Davidse Ángel C. González	1978	Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-69,1481	5,2129	Córdoba, M,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-69,0901	5,2031	Córdoba, M,		Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-69,0833	5,1833	James L. Zarucchi César E. Barbosa	1985	Colômbia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-68,8167	6,2167	Davidse, G. González, A.	1978	Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-68,2504	-11,6022	Stephan G. Beck et al.		Bolívia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-68,1295	-9,7224	Medeiros H; et al.	2008	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-67,8908	5,3317	Mendoza, Humberto Robles, Aura	2004	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-67,8833	3,6000	Rudas, A,	2008	Colômbia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-67,8022	-2,8731	Ducke, A	1944	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-67,8000	6,7000	Gerrit Davidse Ángel C, González	1980	Venezuela	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-67,6667	-11,3333	L. Vargas	1992	Bolívia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-67,5333	6,2000	Gerardo Aymard et al	1989	Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-67,4970	2,8307	Gerardo Aymard Carlos Gómez	1996	Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-67,3333	6,7333	Gerrit Davidse Ángel C. González	1978	Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-67,2500	-13,0833	Stephan G. Beck	1984	Bolívia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-66,7300	2,0100	W. A. Díaz et al	2005	Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-66,3753	-9,8867	Saúl Altamirano	2006	Bolívia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-66,3100	2,6300	Ll. Williams	1942	Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-66,1000	-11,1333	Douglas C. Daly	1989	Bolívia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-65,9119	7,0758			Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-65,9000	-11,0833	James C. Solomon	1981	Bolívia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-65,0636	-9,5947	Marcelo Fragomeni Simon	2013	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-65,0333	6,0667	C. Horner et al	1985	Venezuela	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-64,0932	-0,1395	R.L. Fróes	1947	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-63,5000	-6,0833	G. K. Gottsberger	1986	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-63,3746	0,9017	G. T. Prance	1985	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-63,3500	0,8000	Prance, GT; et al.	1985	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-63,1474	-7,7662	G. T. Prance	1966	Brasil	CRIA

<i>Maquira coriacea</i>	-63,0300	-7,5200	B. A. Krukoff	1934	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-63,0208	-7,5061	Krukoff, BA	1934	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-63,0000	-5,0000	U. N. Maciel & C. S. Rosário	1989	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-62,1667	-0,8333	Silva, MF da	1973	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-62,0569	-3,8367	Fróes, RL	1950	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-61,3881	-13,7339	M, Menacho et al,		Bolívia	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-61,3807	-5,8737	Viana, GP	2011	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-61,1592	-14,6642	Paul F. Foster et al	1995	Bolívia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-61,1300	1,0108	Mike Hopkins	2011	Brasil	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-61,1280	1,8160	Damasco, G	2010	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-61,1172	-14,5217	Timothy J. Killeen	1995	Bolívia	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-61,0028	1,4901	Perdiz, R.O.	2013	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-60,8997	-12,5522	DRL	1997	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-60,6206	-3,2997	Monteiro, O.P.	1979	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-60,2075	-2,8743	Adis, J	1977	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-60,0389	-2,5972	Mello, FC de	1976	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-60,0253	-3,1133	Kuhlmann JG	1923	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-59,4000	-10,1000	Lisbôa, PLB	1975	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-59,3500	-10,2000	Berg, C.C.	1973	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-59,2542	0,7372	Pires, JM; Cavalcante, PB	1974	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-59,1514	-0,4414	Pires, JM;Cavalcante, PB	2001	Brasil	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-57,4167	-2,1667	Ducke, A	1990	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-56,8333	-17,3000	Thomas, WW	1986	Brasil	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-56,8000	-1,2000	Ferreira, D	1995	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-56,7583	-2,1618	Ferreira, CAC	1980	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-56,7214	-13,4469	S. Tsugaru	1987	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-56,4490	-1,6943	C. A. Cid Ferreira	1980	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-55,9300	-9,6100	Pedroga, et al		Brasil	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-55,8000	-1,7000	Revilla, J	1982	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-54,7083	-2,4431	Fróes, RL	1954	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-53,0000	-1,5000	Ducke, A	1923	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-52,8731	-10,8339			Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-52,7271	1,2863	Rosa, NA	1976	Brasil	CRIA

<i>Maquira coriacea</i>	-52,5300	-5,6486	Ducke, A.	1997	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-52,4957	-3,6013	Walter Adolpho Ducke	1990	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-51,6336	-1,4139	Ducke, A.	1998	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-51,0664	-0,3667	Fróes, R.L.	1951	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-51,0539	0,0577	D, F, Austin		Brasil	GBIF
<i>Maquira coriacea</i>	-50,3867	-0,1567	Maciel, U.N.	1992	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-50,2500	-5,5167	Pires, JM	1970	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-50,1165	-9,9668	Arruda, E.C.	2011	Brasil	CRIA
<i>Maquira coriacea</i>	-49,9556	-9,2783	N. T. da Silva	1978	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-77,3333	-1,4167	Galo A, Tipaz et al	1991	Equador	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-76,9167	-1,2500	Fernando Hurtado David A, Neill	1989	Equador	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-76,5000	-0,6333	Gorky Villa	2000	Equador	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-76,2000	-0,9800	M, Aulestia & A, Omehuat	1995	Equador	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-76,1833	-0,9167	Carlos E, Cerón Fernando Hurtado	1988	Equador	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-75,5833	6,2500		1952	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-74,6721	0,9775	Rojas, F,	2015	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-74,6006	5,3295	Mateo Hernández Schmidt	2017	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-74,5070	5,3349	García-Barriga, H,	1947	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-74,1667	5,0000	A, Fernández P, & P, Pinto	1961	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-73,8860	4,1366	Miranda, R, et al	2014	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-72,9378	7,2100	Rentería Enrique	1976	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-72,1333	-0,6500	Álvarez, E,	1990	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-71,3827	4,1619	Sánchez, S. et al	2015	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-70,2500	-3,7833	John James Pipoly, III	1991	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-70,0300	-4,3758	Mike Hopkins	1962	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-70,0000	-3,0333	Agustin Rudas L. et al	1992	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-69,8167	-1,0000	S, Defler	1986	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-69,5800	-1,0292	Defler, S,	1988	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-69,5048	-4,6969	B, A, Krukoff	1936	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-69,0901	5,2031	Córdoba, M,		Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-68,8725	-3,3783	B. A. Krukoff & R. M. Klein	1936	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,9859	3,8246	Cárdenas, D,	2008	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,9529	3,9196	Cárdenas, D,	2008	Colômbia	GBIF

<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,9417	3,8583	Rubio, M,	2001	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,8500	5,3333	James L, Zarucchi César E, Barbosa	1985	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,8333	3,9500	Gutiérrez, M,	2001	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,7500	6,5167	Gerrit Davidse Ángel C, González	1977	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,7314	4,0208	Cárdenas, D,	2008	Colômbia	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,5833	4,5167	Ernesto Foldats Jorge Velazco	1989	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,5667	4,9000	Anibal Castillo	1997	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,4970	2,8307	Gerardo Aymard Carlos Gómez	1996	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,2167	6,0833	G, Davidse, A, González	1978	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,0892	-0,1303	A. Ducke	1935	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,0500	1,9333	Howard L, Clark Pedro Maquirino	1981	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-67,0333	6,8333	Andres Castillo	1989	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-66,9589	1,9747	Basil Stergios Gerardo Aymard	1984	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-66,9167	7,2000	G, Davidse, A,C, González	1977	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-66,8500	2,0000	B, G, Stergios, et al	1989	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-66,6417	-4,0583	Coêlho, DF	1975	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-66,5000	2,0000	Basil Stergios et al	1986	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-66,4667	2,1167	Basil Stergios Gerardo Aymard		Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-66,3333	3,0000	Croizat		Venezuela	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-66,3100	2,6300	J, J, Wurdack & L, S, Adderley	1959	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-66,0000	-2,7000	C,A, Cid Ferreira et al,	1986	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-65,9119	7,0758			Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-65,8300	3,1500	Ll, Williams	1942	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-65,5853	-1,8581	I, L, do Amaral	1982	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-65,1667	-3,3333	Bahri, S	1987	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-65,0333	6,0667	C, Horner et al	1985	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-64,9000	6,9800	Ll, Williams	1939	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-64,8333	6,5000	Julian A, Steyermark Harry Gibson	1966	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-64,8192	6,6228	Judith Rosales Germán Rodríguez	1995	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-64,7833	6,5833	Jorge Velazco	1988	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-64,6833	-0,4667	R, Spruce	1951	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-64,5680	6,3620	Wilmer Diaz	2000	Venezuela	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-64,5000	7,5000	Judith Rosales C, et al,	1986	Venezuela	GBIF

<i>Ocotea cymbarum</i>	-64,3453	-9,4219	Lima, CBA	2010	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-64,0397	-8,7503	Nascimento, RF	2010	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-63,9594	-8,8106	Equipe Resgate	2008	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-63,9039	-8,7619	C. B. A. Lima - UNIR	2010	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-63,8529	-0,3240	Spruce, R.		Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-63,8345	-0,4768	Pires, JM	1947	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-63,1600	-3,9675	Mike Hopkins	2008	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-63,0208	-7,5061	B. A. Krukoff	1934	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-62,9256	-0,9780	R, Spruce	1951	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-62,8408	-7,1947	Boris A, Krukoff	1934	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-61,6547	-1,8411	Oliveira, A,A et al	2000	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-61,6000	-1,4500	Scott A, Mori	1989	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-60,9278	-2,6178	Oliveira, A,A, et al	2000	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-60,8009	-2,5406	W, A, Rodrigues	1958	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-60,6500	-2,8000	Coêlho, LF	1978	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-60,4667	-2,8000	Ramos, JF	1978	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-60,4600	-2,9389	Oliveira, A,A et al	2000	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-60,3333	-3,5000	Nelson, BW	1980	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-60,3333	-2,5000	Bruce W, Nelson	1980	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-60,2500	-2,8000	Hamaguchi, JO	2008	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-60,1419	-3,0314	Suffredini, et al	1998	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-60,0250	-3,1019	A. Ducke	1927	Brasil	CRIA
<i>Ocotea cymbarum</i>	-59,6997	-3,2261	W, A, Ducke	1927	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-58,8336	-3,4575	W, A, Rodrigues	1966	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-58,8335	-3,4576	W, A, Rodrigues	1966	Brasil	GBIF
<i>Ocotea cymbarum</i>	-55,8506	-3,1741	Nunez, CV	2009	Brasil	CRIA

APÊNDICE C – Valores de autovetores dos Componentes Principais derivados da análise PCA

Variável	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17	PC18	PC19
Bio 1	-0,27	-0,23	0,13	-0,05	0,06	0,00	0,02	0,01	0,03	-0,06	0,04	-0,09	-0,20	0,33	0,16	0,31	-0,73	-0,19	-1,55
Bio 2	0,18	-0,24	0,12	0,49	-0,13	0,53	-0,28	0,05	0,04	-0,23	0,16	0,08	-0,24	0,21	0,02	-0,31	0,04	-0,01	-2,66
Bio 3	-0,24	-0,01	-0,32	0,10	0,23	0,52	-0,18	-0,16	0,01	0,62	-0,14	0,02	0,14	-0,06	-0,01	0,16	-0,01	0,01	1,48
Bio 4	0,25	0,01	0,39	-0,06	-0,23	-0,09	0,18	0,03	0,05	0,61	0,00	0,23	-0,13	0,22	0,02	-0,20	-0,15	0,37	1,68
Bio 5	-0,19	-0,32	0,34	-0,04	-0,13	0,07	-0,04	0,11	-0,01	0,05	-0,22	-0,38	0,21	-0,37	-0,19	-0,25	-0,12	0,00	0,47
Bio 6	-0,29	-0,12	0,00	-0,16	0,09	-0,02	0,02	0,02	0,01	0,03	-0,07	-0,20	-0,08	-0,05	-0,13	-0,51	-0,06	0,00	-0,73
Bio 7	0,25	-0,12	0,32	0,19	-0,25	0,09	-0,07	0,08	-0,02	0,00	-0,10	-0,06	0,31	-0,28	0,01	0,51	-0,03	0,01	-0,50
Bio 8	-0,23	-0,25	0,23	0,06	0,11	0,00	0,21	-0,59	-0,25	-0,13	0,18	0,50	0,18	-0,15	-0,05	-0,05	0,00	0,01	1,07
Bio 9	-0,28	-0,15	-0,02	-0,17	0,00	0,03	-0,12	0,60	0,32	-0,03	0,18	0,57	0,15	-0,14	-0,02	0,01	0,01	0,00	1,53
Bio 10	-0,23	-0,26	0,31	-0,10	-0,03	-0,03	0,09	0,03	0,03	0,18	-0,03	-0,10	-0,20	0,28	0,14	0,18	0,62	-0,40	-6,14
Bio 11	-0,29	-0,18	0,00	-0,03	0,10	0,03	-0,03	0,01	0,00	-0,20	0,01	-0,18	-0,10	0,12	0,09	0,24	0,20	0,82	4,02
Bio 12	-0,26	0,22	0,04	0,18	-0,20	-0,06	-0,11	0,05	-0,19	-0,12	-0,72	0,28	0,01	0,07	0,36	-0,11	-0,01	0,01	-8,97
Bio 13	-0,27	0,08	-0,12	0,23	-0,33	-0,21	-0,12	0,06	-0,28	0,21	0,43	-0,09	-0,31	-0,41	0,32	0,00	-0,01	-0,01	-5,75
Bio 14	-0,14	0,40	0,24	0,03	0,11	0,30	0,33	0,21	-0,15	-0,05	0,29	-0,19	0,44	0,16	0,34	-0,13	0,01	0,00	-4,46
Bio 15	0,03	-0,34	-0,41	0,33	-0,14	0,00	0,73	0,18	0,04	0,02	-0,13	-0,01	0,01	-0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	-3,66
Bio 16	-0,27	0,09	-0,10	0,24	-0,33	-0,21	-0,15	0,06	-0,23	0,06	0,12	-0,02	0,30	0,44	-0,56	0,05	0,02	0,00	6,48
Bio 17	-0,16	0,39	0,23	0,04	0,08	0,28	0,28	0,16	-0,14	-0,07	-0,09	0,09	-0,48	-0,21	-0,48	0,19	-0,01	0,00	4,42
Bio 18	-0,16	0,19	0,20	0,58	0,32	-0,33	0,00	-0,10	0,57	0,07	0,00	-0,07	0,03	-0,06	-0,02	-0,02	0,01	0,00	-9,08
Bio 19	-0,20	0,21	-0,08	-0,21	-0,60	0,24	0,11	-0,36	0,54	-0,12	0,05	-0,04	0,01	-0,01	0,01	0,02	0,00	-3,27	-1,04

