

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Distribuição de musgos (Bryophyta) no Brasil: riqueza, endemismo e conservação

Eduardo Toledo de Amorim

Juiz de Fora

2017

EDUARDO TOLEDO DE AMORIM

Distribuição de musgos (Bryophyta) no Brasil: riqueza, endemismo e conservação

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial para obtenção do Título de Doutor. Área de Biodiversidade, subárea Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Andréa Pereira Luizi-Ponzo

Coorientador: Prof. Dr. Luiz Menini Neto

JUIZ DE FORA

2017

**“DISTRIBUIÇÃO DE MUSGOS (BRYOPHYTA) NO BRASIL: RIQUEZA,
ENDEMISMO E CONSERVAÇÃO.”**

Eduardo Toledo de Amorim

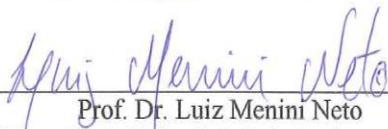
Orientadora: Profa. Dra. Andréa Luizi Ponzo

Tese apresentada ao Instituto de
Ciências Biológicas, da
Universidade Federal de Juiz de
Fora, como parte dos requisitos
para obtenção do Título de
Doutor em Ecologia Aplicada ao
Manejo e Conservação de
Recursos Naturais.

Aprovado em 16 de agosto de 2017.



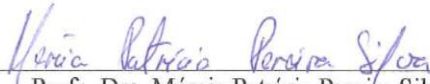
Profa. Dra. Andréa Luizi Ponzo
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



Prof. Dr. Luiz Menini Neto
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



Profa. Dra. Marínez Ferreira de Siqueira
Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro



Profa. Dra. Mércia Patrícia Pereira Silva
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE



Prof.ª Dra. Narjara Lopes de Abreu
Flora Original Consultoria em Meio Ambiente



Profa. Dra. Raquel Fernandes Mendonça
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF

Agradecimentos

Esta tese é resultado de um apoio de várias pessoas que contribuíram de diferentes formas para sua elaboração. Por isso sou grato:

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais, da Universidade Federal de Juiz de Fora;

À Profa. Dra. Andréa Pereira Luiz Ponzio, pela orientação e por toda dedicação nesses 10 anos;

Ao meu coorientador Prof. Dr. Luiz Menini Neto, pelos ensinamentos e parceria;

À professora Dra. Rossana Correa Netto de Melo, pela confiança e a concessão da bolsa do Programa experimental de preparação para a docência;

Ao professor Paulo Câmara, os amigos do laboratório da briófitas da Universidade de Brasília e os amigos da instituição;

À Dra. Marinez Ferreira de Siqueira e Dra. Uíara Catharina Soares e Silva por toda confiança e cooperação;

À Dra. Mércia Patrícia Pereira Silva, por todos os conselhos para a elaboração do trabalho;

À toda minha família, em especial minha mãe, meu pai e meu irmão, por tudo que fizeram por mim;

À Monize, que esteve ao meu lado, me ajudando com muito amor e carinho;

À todos os amigos do laboratório pelo companheirismo e amizade, com um carinho especial à Ju, Marcella e Tati;

Aos amigos Lucas Rocha e Diego Henriques, por todas as conversas, conselhos, ensinamentos e ajudas;

Aos amigos do laboratório de Biologia Celular da UFJF, em especial ao Daniel e Thiago, pelos os momentos de descontração e parceria;

Aos amigos do laboratório de Ecologia Vegetal, em especial ao Prof. Fabrício Alvim, José Hugo e Cassiano, por todas as conversas, trabalhos de campo e ensinamentos;

Aos amigos Márcio Malafaia e André Moreira que colaboraram com ajustes e dicas;

Aos amigos de doutorado e pós-graduação;

Aos professores do Departamento de Botânica;

Aos professores do programa que contribuíram para a minha formação acadêmica;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa parcial de doutorado;

Às secretárias do programa de Pós-graduação.

Resumo

Bryophyta (musgos) compõem a segunda divisão mais diversa de plantas terrestres, com aproximadamente 13.000 espécies. Vários trabalhos foram realizados com o intuito de compilar o conhecimento da flora de briófitas para o Brasil, apontando os estados com o maior número de espécies e evidenciando as carências de amostragem para o país. Entretanto, ainda não se sabe de forma mais precisa, quais as lacunas no conhecimento dos musgos no Brasil. Um dos temas principais na biogeografia é compreender o motivo de espécies apresentarem ampla distribuição ou endemismo. Endemismo, objeto deste estudo, está relacionado à ocorrência restrita de um táxon, por terem se originado neste local e não terem se dispersado, ou porque ficaram restritos à área, em relação a sua distribuição anterior. Atualmente, destacam-se duas hipóteses alopátricas mais próximas para modelos de diversificação: Hipótese de Refúgio no Pleistoceno e de Isolamento em Montanhas. No Brasil, as áreas são protegidas através das Unidades de Conservação (UCs), as quais, de modo geral, são abrigadas para que se minimizem as ações antrópicas, tornando-as *habitats* excelentes para a colonização de briófitas. O presente trabalho teve por objetivo geral realizar um estudo sobre a distribuição de musgos para o Brasil, identificando a riqueza e o endemismo no país e apresentando uma abordagem conservacionista para as espécies. Foi realizado um levantamento dos dados para as ocorrências de musgos, através de diferentes bancos de dados *on-line* e bibliografia. Posteriormente, esses dados foram refinados quanto à identificação em nível específico, à validade taxonômica e às coordenadas geográficas. Em seguida, foram marcados os pontos dos registros no mapa e, elaborado o gradeamento por quadrículas de 1° x 1°. A partir daí, foram realizadas as análises de riqueza, riqueza estimada, número de registros e a Análise de Parcimônia de Endemismos (PAE). Foi utilizada a ferramenta de modelagem preditiva de distribuição de espécies para identificar as áreas de maior adequabilidade para espécies endêmicas do Brasil e para elaborar um mapa de áreas de concentração de endemismo dessas espécies no país. No total, foram levantados 26.691 registros, representando 868 espécies de musgos. Foram estabelecidas 394 quadrículas, tendo o número de espécies por quadrícula variado de 1 a 235. A Floresta Atlântica apresentou maior riqueza, tanto pelas condições que fornece ao estabelecimento dos musgos, quanto à maior intensidade amostral no Domínio. A PAE resultou em apenas uma área de endemismo localizada no centro do Estado da Bahia, no Domínio Fitogeográfico da Caatinga, na região do Parque Nacional da Chapada Diamantina. As quadrículas propostas como áreas potenciais de endemismo foram encontradas em seis áreas, dispersas no Cerrado e na Floresta Atlântica. As áreas de endemismo de musgos são, em sua maioria, áreas de montanhas, que corroboram as principais hipóteses de especiação dos organismos. Dentre as UCs, 218 apresentaram áreas com adequabilidade ambiental para a presença da espécie, das quais, 68 estão inseridas nas

categorias de Uso Sustentável e 150 na categoria de Proteção Integral, demonstrando a importância das UCs para a brioflora na Floresta Atlântica.

Palavras-chave: Análise de Parcimônia de Endemismos; base de dados; biogeografia; briófitas; modelagem preditiva; Unidades de Conservação.

Abstract

Bryophyta (mosses) are the second most diverse division of terrestrial plants, with about 13.000 species. In order to compile the knowledge of the bryophyte flora for Brazil, a range of studies were developed showing the States with the largest number of species and evidencing the lack of sampling for the country. However, the deficiency in the knowledge of mosses in Brazil is not yet known precisely. One of the main themes in biogeography is to understand why species are widely distributed or endemic. Endemism is related to the restricted occurrence of, because they originated in this place and did not disperse, or because they were confined to the area, in relation to its previous distribution. Two allopatric hypotheses are most relevant for diversification models: Pleistocene Refuge and Montane Isolate Hypothesis. In Brazil, the preserved areas are protected through Conservation Units (UCs), which have low degradation traits, making it an excellent habitat for the colonization of bryophytes. Thus, the main aims of this work were to study the distribution of mosses in Brazil, identifying the richness and endemism in the country and to present a conservationist approach to mosses species. Firstly, in order to compile information on the occurrence of mosses, we did a survey of the data through different online databases and bibliography. Subsequently, we refined these data regarding the identification at the specific level, the taxonomic validity and the geographic coordinate. Then, we marked the points of the records on the map, and we elaborated the grids by squares of $1^{\circ} \times 1^{\circ}$. Therefore, we performed analyzes of richness, estimated richness, number of records and the Parsimony Analysis of Endemicity (PAE). We used the species distribution predictive modelling to corroborate the existence of areas of endemism in Brazil and to elaborate a map of endemism clustering areas. Of the total, we collected 868 species of mosses from 26.691 records. From this information, we filled a number of 394 squares, having the number of species per grid ranging from 1 to 235. The Atlantic Forest presented greater richness, both by the conditions that it provides to the establishment of moss, and the greater sampling intensity in the Domain. The PAE resulted in only one area of endemism, located in the center of the State of Bahia, in the Phytogeographical Domain of the *Caatinga*, in the region of the *Parque Nacional da Chapada Diamantina*. The grids proposed as potential areas of endemism were found in six areas, scattered in the *Cerrado* and in the Atlantic Forest. The areas of endemism of mosses are mostly areas of mountains, which corroborate the main hypotheses of speciation of the organisms. In the UCs, 218 showed areas with environmental suitability for the presence of the species, whereupon 68 are inserted in the categories of Sustainable use and 150 in the category of integral protection, demonstrating the importance of the UCs for the bryoflora in the Atlantic Forest.

Key words: bryophytes; conservation units; database; Parsimony analysis of endemism; predictive modelling;

Sumário

1. Introdução	8
1.1 Riqueza de musgos no Brasil e a importância das bases de dados	9
1.2 Características ecológicas e os processos reguladores na distribuição	10
1.3 Biogeografia e endemismo	12
1.4 Conservação de briófitas na Floresta Atlântica	14
2. Objetivos	
2.1 Objetivo geral	16
2.2 Objetivos específicos	16
3. Material e métodos	
3.1 Obtenção e refinamento de dados	17
3.2 Análises quantitativas da riqueza	17
3.3 Análise de Parcimônia de Endemismo	18
3.4 Modelagem preditiva de distribuição das espécies	18
3.4.1 Variáveis ambientais	18
3.4.2 Algoritmos	19
3.4.3 Validação dos modelos	19
3.4.4 Medida de desempenho do modelo	20
3.4.5 Processamento pós-modelagem	20
3.5 Áreas de concentração de endemismo na Floresta Atlântica	21
4. Resultados	
4.1 Análises quantitativas da riqueza da brioflora brasileira	24
4.2 Análise de Parcimônia de endemismo	27
4.3 Modelagem preditiva de distribuição das espécies	28
4.4 Áreas de concentração de endemismo na Floresta Atlântica	46
5. Discussão	
5.1 O efeito museu, um problema para estudos ecológicos, mas uma solução para o conhecimento da brioflora	53
5.2 O endemismo de espécies de musgos para o Brasil	56
5.3 Uma abordagem conservacionista para áreas de endemismo de musgos na Floresta Atlântica	59
6. Conclusões	62
7. Referências bibliográficas	63

1. Introdução

Briófitas são plantas criptogâmicas, terrestres, distintas por apresentarem um ciclo de vida haplodiplobionte, em que o gametófito, haploide, é perene e dominante. O esporófito, diploide, não-ramificado, é efêmero, monoesporangiado e tem o desenvolvimento dependente nutricionalmente do gametófito (Conard & Redfearn 1979; Shaw et al. 2011). O grupo é parafilético e reúne três linhagens monofiléticas: os antóceros (Anthocerotophyta), as hepáticas (Marchantiophyta) e os musgos (Bryophyta) (Goffinet 2000; Mishler & Kelch 2009; Vanderpoorten & Goffinet 2009).

As plantas da divisão Marchantiophyta distinguem-se por serem talosas ou folhosas e, neste caso, os filídios são divididos em lobo e lóbulo ou inteiros, na maturidade, e a costa é ausente; podem apresentar oleocorpos, estruturas que contêm terpenos, em suas células. O esporófito está dividido em pé, seta e cápsula ou pé e cápsula; a seta é hialina; a cápsula possui deiscência valvar e, no seu interior, em geral, se diferenciam esporos e elatérios, células que auxiliam a dispersão dos esporos (Gradstein & Costa 2003; Shaw & Renzaglia 2004; He-Nygrén et al. 2006). As hepáticas reúnem, aproximadamente, 5000 espécies e 391 gêneros no mundo (Crandall-Stotler et al. 2009).

Anthocerotophyta são caracterizadas, principalmente, por apresentarem o gametófito taloso, com rizoides unicelulares, células com 1-4 cloroplastos grandes; o esporófito, que não possui seta, apresenta uma cápsula alongada, de deiscência longitudinal, com crescimento gradativo, do ápice para a base (Gradstein & Costa 2003). Formam o grupo de briófitas menos rico em número de espécies, com aproximadamente 150 táxons em todo o mundo (Renzaglia et al. 2009).

Bryophyta compõem a segunda divisão mais diversa de plantas terrestres, com aproximadamente 13.000 espécies (Goffinet et al. 2009). Morfologicamente, são diferenciadas por apresentarem um gametófito com um caulídio circular, filídios (geralmente, com costa) sésseis, dispostos em fileiras espiraladas e rizoides multicelulares (Vanderpoorten & Goffinet 2009). O esporófito é semelhante aos de hepáticas em composição de estruturas; pé, seta e cápsula, porém as diferenças estão no desenvolvimento após a embriogênese e na ontogenia de cada estrutura. O pé e a seta são originados da porção inferior da célula basal, a cápsula é originada no ápice da célula basal, essas células sofrem sucessivas divisões, formando as respectivas estruturas (Goffinet et al. 2009). O pé fixa a seta ao gametófito e inicia a passagem de nutrientes até as porções extremas do esporófito. A seta, pigmentada, se desenvolve e se alonga de forma acrópeta (Goffinet et al. 2009). A cápsula é composta, na maioria das espécies, por um opérculo e uma urna que pode apresentar o peristômio, um círculo de dentes, simples ou duplo, que auxilia na dispersão dos esporos (Goffinet et al. 2009; Vanderpoorten & Goffinet 2009).

1.1. Riqueza de musgos no Brasil e a importância das bases de dados

Desde o início da década de 1980, foram realizados vários trabalhos com o intuito de compilar o conhecimento da flora de briófitas para o Brasil, apontando os estados com o maior número de espécies e evidenciando as carências de amostragem para o país (Yano 1981, 1984, 1989, 1995, 1996; Costa et al. 2011). Estes trabalhos evidenciaram o crescente número de espécies no país, destacando as regiões Norte e Nordeste como as menos amostradas. Atualmente, são reportadas ca. 1520 espécies de briófitas para o Brasil, das quais ca. 880 são musgos (Costa et al. 2011; Costa & Peralta 2015; Flora do Brasil 2020). Segundo os trabalhos mencionados, as regiões Sudeste e Sul são as que apresentam maiores valores de riqueza de musgos no Brasil, com 712 e 528 espécies, respectivamente, seguidas de Nordeste, Centro-Oeste e Norte (362, 328, 301 espécies de musgos). Vale destacar os estados de maior riqueza na Região Sudeste, Rio de Janeiro, com 519 espécies, Minas Gerais e São Paulo, com 480 espécies cada um (Flora do Brasil 2020). Costa & Peralta (2015) reforçam que o aumento do número de espécies no Brasil é resultado de estudos taxonômicos e dos levantamentos florísticos realizados. Quando observada a riqueza nos Domínios Fitogeográficos (Fiaschi & Pirani 2009), a Floresta Atlântica aparece como o domínio mais rico, com 780 espécies, correspondendo a quase 90% dos musgos conhecidos para o Brasil (Flora do Brasil 2020). O Cerrado apresenta a segunda maior riqueza, com 321 nomes aceitos para o Domínio (Flora do Brasil 2020). O Domínio Fitogeográfico da Amazônia é o terceiro mais rico, com cerca de 280 espécies, conhecidas. Costa et al. (2011) citaram 350 espécies de musgos para a Amazônia, sendo assim o único Domínio que apresentou redução do número de táxons conhecidos. Os Campos Sulinos e a Caatinga, atualmente, são os Domínios com o menor número de táxons de musgos conhecidos no Brasil, 90 e 67 respectivamente (Flora do Brasil 2020). A diferença da riqueza das espécies em relação aos Domínios Fitogeográficos é dependente de vários fatores, como o tamanho da área, as características fito e fisionômicas, a intensidade amostral, dentre outros (Costa & Peralta 2015).

Os esforços em pequena escala para aumentar o conhecimento da flora através de pesquisas florísticas e sistemáticas, herbários e listas de espécies, apresentam grande importância, pois são fontes de informação para projetos em larga escala (Thomas et al. 2012). A presença de instituições e/ou grupos de pesquisadores que realizam estes tipos de pesquisas podem cobrir as lacunas e aumentar o conhecimento da biodiversidade local (Ponder et al. 2001; Moerman & Estabrook 2006).

A disponibilidade de dados sobre biodiversidade é um problema recorrente em um cenário de perda e degradação aceleradas de *habitats* (Bisby 2000). Prance (1977) já afirmava que a diversidade nos trópicos se reduz antes de ser feito um inventário básico. As diversas bases de dados *on-line* da biodiversidade permitem reunir as diferentes informações sobre os dados de ocorrência das espécies, através de diversas fontes, como coleções de herbários e museus, além de dados de periódicos (Yesson 2007). A atual demanda por dados de biodiversidade confiáveis,

de fácil acesso e gratuitos, torna essas infraestruturas eletrônicas fundamentais para facilitação do acesso (Canhos et al. 2015). Neste contexto, as bases de dados têm sido utilizadas em ecologia vegetal com sucesso, provendo informações para análises de distribuição de espécies (Werneck et al. 2011; Barros et al. 2012); para averiguação de áreas de endemismo (Echternacht et al. 2011; Werneck et al. 2011; Menini Neto et al. 2016; Alvez-Valles et al. 2017); para compreensão dos efeitos das mudanças climáticas em plantas (Feeley & Silman 2011; Patiño 2016), além de outras aplicações.

1.2. Características ecológicas e os processos reguladores na distribuição de musgos

Existem características funcionais das briófitas que as distinguem das demais plantas terrestres. Devido à poiquilohidria, o controle do estado de hidratação que advém do meio externo (e.g., umidade relativa do ar), entende-se que as condições físicas e químicas da atmosfera ocasionam efeitos diretos nas briófitas (Jácome et al. 2011; Patiño et al. 2016). As briófitas tendem a ser mais abundantes em regiões com microclimas específicos, com altos níveis de umidade atmosférica e baixas taxas de evapotranspiração (Hallingbäck & Hodgetts 2000; Gradstein et al. 2001). Essas plantas são consideradas homoioclorofiladas, ou seja, mantêm sua clorofila durante períodos de dessecação (Tuba 2008), sofrendo pouco ou nenhum dano e retomam sua capacidade fotossintética concomitantemente após a reidratação (Proctor & Smirnov 2000). São plantas, em sua maioria, de locais sombrios, pois mesmo quando submetidas à baixa irradiação de luz mostram saturação em sua fotossíntese (Marschall & Proctor 2004). Acrescenta-se que a maioria destas plantas são perenes e tem de enfrentar fatores ambientais subótimos para o seu desenvolvimento, reagindo de forma imediata a períodos favoráveis intermitentes (Tuba 2011), de modo que acredita-se que sejam mais susceptíveis a alterações climáticas de âmbito global (Vanderpoorten & Goffinet 2009). São plantas que possuem alta produtividade, pois possuem uma capacidade fotossintética elevada, quando calculada com base na clorofila a (Martin & Adamson 2001). As briófitas apresentam várias funções dentro dos diferentes ecossistemas; são importantes componentes da fitomassa nas diversas fitofisionomias terrestres, podendo ser até dominantes, como nas regiões polares (Ochyra et al. 2008); participam ativamente da fixação de nitrogênio, e por isso são considerados organismos importantes nos ciclos biogeoquímicos globais (Porada et al. 2014); possuem capacidade de absorção de mineral maior e mais rápida do que as angiospermas e assim podem ser consideradas como biomonitoras de qualidade do ar (Bates 2009); podem apresentar interações com animais, inseridas na cadeia alimentar (Maciel-Silva & Santos 2011; Glime 2017a), ou servir como abrigo para diferentes grupos de protozoários e animais, vertebrados e invertebrados (Rodrigues et al. 2016; Glime 2017b).

A composição de espécies e a riqueza de briófitas são dependentes dos diferentes processos ambientais, de acordo com as suas características funcionais, que atuam nas diferentes escalas espaciais e temporais (Rydin 2009). Em uma escala continental, a riqueza de espécies é influenciada pelos fatores climáticos e pela dispersão em longa distância, mesmo sendo infrequentes em alguns grupos de briófitas (Heinrichs et al. 2009; Rydin 2009). Os padrões de distribuição dos organismos no planeta são moldados pelos processos espaço-temporais nas espécies e no meio (Crisci et al. 2003). Segundo os autores, os processos espaço-temporais que desempenham o papel de moduladores dos organismos, transformando seus arranjos geográficos, são: extinção, dispersão e vicariância.

Briófitas, de maneira geral, se dispersam por esporos ou propágulos que, geralmente, são pequenos e facilmente dispersos pelo vento (Frahm 2008; Rydin 2009). A dispersão de longa distância explica as migrações das espécies após a última glaciação (Heinrichs et al. 2009; Pisa et al. 2014). Uma característica de organismos que dispersam seus esporos pelo vento é a grande quantidade de espécies cosmopolitas, enquanto que, geralmente, a proporção de espécies não dispersas pelo vento com distribuição ampla é menor (Schuster 1983; Bennet & Provan 2008). Munõz et al. (2004) encontraram correlações significativas de semelhanças florísticas com conectividades de rotas por vento, afirmando que este é um veículo de dispersão de longas distâncias para briófitas no hemisfério sul. O mecanismo de dispersão de trampolins de biodiversidade (*stepping stones*) é usado como explicação para a ampla distribuição geográfica de algumas espécies de briófitas (Medina et al. 2011; Pisa et al. 2014). Este mecanismo é descrito como um processo resultante de vários eventos, bem sucedidos, de dispersão em curta distância (Medina et al. 2011).

Em uma escala regional, a composição de espécies de briófitas é controlada pelos filtros ambientais (Rydin 2009), que influenciam as condições, limitações e os recursos disponíveis para as espécies, através da topografia, do clima regional (fatores abióticos) e das fitofisionomias florestais (Medina et al. 2011; Batista & Santos 2016; Amorim et al. 2017) e, em adição, a dispersão, que se refere à capacidade de difundir-se (Götzenberger et al. 2012). Em escala local, Rydin (2009) resume os seis fatores que determinam a distribuição das espécies de briófitas: a diferenciação de nicho, a heterogeneidade de *habitat*, a competição, a facilitação, o distúrbio e a herbivoria. Já é conhecido que para que as espécies coexistam, elas não devem sobrepor seus nichos (Weiher & Keddy 1999) e em complemento, a teoria do equilíbrio afirma a necessidade de uma existência na heterogeneidade de *habitat* para que haja essa diferenciação de nicho (DeAngelis & Waterhouse 1987). A co-ocorrência de espécies de briófitas é comum e moldada por filtros ambientais, excluindo espécies que não possuem características que lhes permitam coexistir sob condições semelhantes (Mota de Oliveira et al. 2009). Assim, tal fato induziria a competição como um fator modelador para a ocorrência das espécies, contudo, a co-ocorrência de espécies pode gerar um fator facilitador, que elevaria a taxa de umidade, pelo acúmulo de água da espécie dominante e geraria um efeito benéfico às espécies subordinadas (Rydin 2009).

Vários padrões de distribuição são encontrados para as briófitas e podem ser explicados por diferentes processos (Medina et al. 2014). Em sua maioria, a distribuição do grupo apresenta amplos intervalos geográficos, podendo abranger mais de um continente, tendendo a mostrar distribuições mais amplas do que as plantas vasculares (Vanderpoorten & Goffinet 2009).

1.3. Biogeografia e endemismo

A quantidade de dados sobre as distribuições, de diversos grupos biológicos no Pleistoceno é muito maior do que a dos períodos geológicos mais antigos (Cox & Moore 2009). Segundo os autores, as mudanças geográficas foram poucas na época e acredita-se que as atuais conexões, especialmente florísticas, entre os continentes já existiam, contudo, as alterações climáticas foram severas. As mudanças ocasionadas pela combinação dos efeitos recorrentes, ciclos glaciais-interglaciais e as reversões climáticas tiveram um efeito em toda biota mundial, causando alterações nos padrões de distribuição em larga escala, ao longo de um tempo relativamente curto (Brown & Lomolino 2006; Cox & Moore 2009).

Schofield (1992) reúne a distribuição de briófitas em cinco reinos brioflorísticos, baseados nos grandes reinos das floras do mundo; Holoantártico, África do Sul, Neotrópico, Paleotrópico e Holártico. Tan & Pócs (2000) as agrupam em cinco padrões principais, muito correlacionados às zonas climáticas no mundo, com destaque para o padrão Tropical, localizado entre os trópicos de Câncer e Capricórnio, região que apresenta grande riqueza de briófitas. A região da América Tropical é um local com alta representatividade, com cerca de 4000 espécies, sendo 2600 de musgos (Gradstein et al. 2001). Segundo estes autores, a região tropical também é considerada a área com as maiores taxas de endemismo no mundo, com cerca de 80 gêneros endêmicos de musgos.

Uma das questões principais da biogeografia é compreender o motivo de alguns táxons apresentarem ampla distribuição e outros a terem mais restrita (táxons endêmicos) (Crisci et al. 2003). Endemismo está relacionado à ocorrência restrita de um táxon em apenas uma determinada região, no qual a delimitação ocorre de acordo com a escala espacial (Brown & Lomolino 2006; Morrone 2014). Por sua vez, as áreas de congruência de distribuição não aleatória entre diferentes táxons são denominadas de áreas de endemismo (Morrone 1994). Segundo Brown & Lomolino (2006), os organismos são endêmicos por duas razões: porque se originaram em um lugar e não se dispersaram, ou porque ficaram restritos à área, em relação a sua distribuição anterior. Hierarquicamente, táxons inferiores tendem a ser estreitamente endêmicos quando comparados aos táxons superiores (Brown & Lomolino 2006).

As briófitas que apresentam uma extensão pequena ou estreita, contínua ou descontínua, são consideradas endêmicas (Tan & Pócs 2000). Na América do Sul, as briófitas endêmicas são classificadas quanto a sua idade como neo-endêmicas, pois são consideradas como recentemente formadas e, assim, não conseguiram uma ampla distribuição (Cox & Moore 2009).

As condições que estabelecem o processo de endemismo para as briófitas são: o período no qual a localidade estava disponível para colonização; a diversidade ambiental, especialmente, a disponibilidade de umidade; e o tempo de isolamento da população (Schofield 1985). Frahm (2008) ainda afirma que os fatores exógenos, como exigências ecológicas estreitas, restrições climáticas e ecológicas (filtros ambientais e nicho) são limitantes para uma distribuição reduzida e endemismos locais. Em complementação, o autor ainda afirma que barreiras endógenas, como a limitação no alcance da dispersão, podem influenciar na amplitude da distribuição. As áreas de endemismo de briófitas para o mundo foram reportadas por Tan & Pócs (2000) e Vanderpoorten & Hallingbäck (2009), constatando que várias dessas são diversas topograficamente, como áreas de montanhas. A identificação de regiões em que ocorram táxons endêmicos proporciona um método possível para a reconstrução da biogeografia de áreas no passado recente, durante as glaciações do Pleistoceno (Cox & Moore 2009).

Os processos de especiação, basicamente, podem ocorrer quando há o isolamento geográfico das populações (Alopátricas) ou entre populações contíguas (Simpátricas) (Brown & Lomolino 2006). As novas espécies de briófitas surgiram de diferentes maneiras, inclusive de eventos fundadores, seguidos de dispersão e mecanismos citológicos, como poliploidização (Shaw 2009). Na região tropical, destacam-se duas hipóteses alopátricas mais próximas para modelos de diversificação e descritas para outros grupos em florestas tropicais.

A primeira hipótese, muito relatada para os processos de especiação na América do Sul, é a Hipótese de Refúgio. Durante as flutuações climáticas de umidade e aridez no Pleistoceno, as florestas teriam se mantido em pequenos e numerosos bolsões úmidos (Hester 1966) e, durante este período, teriam ocorrido sucessivas contrações e expansões dos fragmentos que levaram, por exemplo, à separação e reintegração das espécies de aves na Amazônia (Haffer 1969). A hipótese de refúgios para a Amazônia foi, posteriormente, contestada, acreditando-se que as espécies de áreas mais elevadas teriam sobrevivido e se reintegrado às planícies. Assim, os refúgios descritos por Haffer (1969) seriam mais bem explicados para áreas de montanhas, onde seriam ampliados pelos efeitos de altitude (Colinvaux & Oliveira 2001; Bennett & Provan 2008; Cox & Moore 2009). Tais fragmentos serviram como refúgios de espécies e foram amplamente aceitos e utilizados como modelos de especiação vicariante para outros grupos e outras áreas, inclusive na Floresta Atlântica (Carnaval & Moritz 2008; DaSilva & Pinto-da-Rocha 2011; Porto et al. 2013; Menini Neto et al. 2016). Na Floresta Atlântica, houve o acúmulo de umidade, ocasionado pelos bolsões vindos do oceano, abrigando remanescentes florestais nas montanhas, que seriam reportados como locais de divergência e especiação (Carnaval & Moritz 2008). Os mesmos fenômenos foram reconhecidos e descritos para o Hemisfério Norte como remanescentes climáticos (Cox & Moore 2009). Désamoré et al. (2010) sugerem que a maior parte das espécies endêmicas da província biogeográfica de Pantepui, no norte da América do Sul, pode ter se originado pela dispersão de antepassados andinos adaptados ao frio.

A segunda hipótese foi descrita por Moreau (1966) e denominada Isolamento em Montanhas. Segundo o autor, centros de divergência e especiação ocorreram em resquícios florestais nas áreas de montanhas durante períodos de oscilação climática. Foi postulado que haveria uma persistência das florestas tropicais em montanhas durante as mudanças glaciais no Pleistoceno, resultando em um isolamento dessas florestas e dos táxons que ali habitavam (Moreau 1966). O estudo foi baseado em aves com distribuição na África Ocidental, sem especificação dos mecanismos evolutivos que ocasionaram a divergência.

De qualquer modo, ambos os modelos se sobrepõem, tratando das modificações remanescentes florestais na região tropical, que serviram como refúgios, durante as oscilações climáticas no Pleistoceno (Lara et al. 2005).

1.4. Conservação de briófitas na Floresta Atlântica

A conservação das plantas ameaçadas pode ocorrer pela indiretamente, pela proteção do *habitat* ou diretamente pelas espécies (Hallingbäck & Hodggets 2000). O registro da distribuição de táxons raros e em declínio é um dos primeiros passos essenciais para o processo de conservação de plantas ameaçadas (Hallingbäck & Hodggets 2000). Um dos critérios utilizados para escolhas de áreas a serem protegidas para briófitas são a elevada riqueza de táxons e a presença de algumas espécies endêmicas de extensão geográfica reduzida (Tan & Iwatsuki 1996). Atualmente, são conhecidas 40 espécies de briófitas em categorias de ameaça (Criticamente em perigo, Em perigo e Vulnerável), das quais 32 são de musgos (IUCN Red List 2017).

A degradação dos *habitats* é uma ameaça indireta às briófitas (Vandepoorten & Goffinet 2009) e a eliminação das florestas gera uma extinção de *habitats* que, por sua vez, leva a extinção de muitas briófitas residentes (Tan & Pócs 2000). A sobrevivência de muitas espécies depende da preservação de *habitats* naturais, especialmente as florestas primárias, que proveem boa proteção por proporcionar microclimas e substratos necessários para colonização e diversificação (Hallingbäck & Hodggets 2000; Tan & Pócs 2000; Vanderpoorten & Hallingbäck 2009; Vandepoorten & Goffinet 2009). Locais como as áreas de proteção podem ser utilizados como refúgios para as espécies de briófitas (Hallingbäck & Hodggets 2000). A especificidade de substrato demonstra a necessidade da conservação de *habitats*, em especial para as espécies corticícolas, que habitam troncos vivos e não habitam troncos caídos, e as exclusivamente epifilas, que ocorrem sobre folhas (Tan & Pócs 2000). A capacidade de dispersão limitada ou as poucas oportunidades para a dispersão, além da amplitude geográfica restrita são algumas das características de espécies mais propensas à extinção (Brown & Lomolino 2006). O tamanho reduzido das plantas e sua inconspicuidade não geram uma atenção do setor público ou da sociedade, o que resulta em pouco conhecimento do grupo e baixo apelo conservacionista.

No Brasil, as áreas menos impactadas são protegidas através das Unidades de Conservação, designadas como fragmentos que formam mosaicos e corredores ecológicos, essenciais por abrigar

a sociobiodiversidade (Ministério do Meio Ambiente, <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas>). As Unidades de Conservação podem ser separadas de acordo com o seu grau de proteção e a disponibilidade de utilização dos recursos locais em: Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável. As Unidades de Conservação são importantes abrigos para as espécies de briófitas na Floresta Atlântica, pois apresentam alta riqueza (Santos & Costa 2008). Contudo, segundo Silva et al. (2014), o número de Unidades de Conservação para as espécies de briófitas na Floresta Atlântica é baixo, especialmente no Corredor Central. Mesmo com Unidades de Conservação existentes, Costa et al. (2005) indicam a necessidade de ampliar o número de áreas, bem como a ampliação daquelas já existentes, para proteção das espécies de briófitas. Vale destacar alguns dos trabalhos que estudaram a brioflora nas Unidades de Conservação na Floresta Atlântica: Oliveira-e-Silva & Yano 2000a,b; Leoni & Tinte 2004; Visnadi 2004; Yano 2004; Peralta e al. 2008; Yano & Peralta 2008; Imbassahy et al. 2009; Santos et al. 2011; Silva 2011; Visnadi 2012; Yano 2012; Luiz-Ponzo et al. 2013; Visnadi 2013; Yano & Luiz-Ponzo 2014; Visnadi 2015; Yano 2015; Carmo et al. 2016; Santos 2016.

Segundo Ribeiro et al. (2009), a degradação da Floresta Atlântica é extremamente preocupante; cerca de 80% dos fragmentos florestais são menores que 50 ha., valor considerado de pequeno tamanho; 46% dos fragmentos restantes tem seu cerne a menos de 100m da borda; os fragmentos são pouco conectados e as Unidades de Conservação protegem somente 9% dos fragmentos restantes. A degradação da área florestal no Domínio afeta diretamente a riqueza e a composição de briófitas, pois alteram as condições microclimáticas, ocasionando um efeito de borda acentuado por todo o fragmento (Silva & Pôrto 2010).

A Floresta Atlântica apresenta tanto a maior intensidade na amostragem para musgos, quanto a maior riqueza do grupo, quando comparada com os outros Domínios Fitogeográficos no Brasil (Costa & Peralta 2015). Isto permite estudos mais detalhados para a conservação do grupo, destacando com maior precisão as áreas mais sensíveis. Os métodos biogeográficos podem ser aplicados na conservação da biodiversidade, pois utilizam ferramentas que delimitam as áreas naturais protegidas, destacando a dimensão espacial ocupada pela biodiversidade e contém as informações geográficas e bioclimáticas (Crisci et al. 2003). Associados a isso, os modelos preditivos de distribuição de espécies são ferramentas importantes para a conservação de espécies raras e ameaçadas de extinção (Barros et al. 2012; Kamino et al. 2012).

2. Objetivos

O presente trabalho teve por objetivo geral, realizar um estudo sobre a distribuição de musgos para o Brasil, traçando os seguintes objetivos específicos:

- Detectar as áreas de maior riqueza de musgos para o Brasil;
- Encontrar as áreas de insuficiência amostral no território brasileiro;
- Averiguar a qualidade das bases de dados *on-line* para os estudos de musgos em larga escala;
- Detectar as áreas de endemismo para os musgos no Brasil;
- Apresentar as Unidades de Conservação que possuam maior adequabilidade ambiental para as espécies endêmicas de musgos na Floresta Atlântica.

3. Material e métodos

A área de estudo corresponde a todo o território brasileiro. O arquivo *shapefile* foi retirado da página do Ministério do Meio Ambiente (<http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm>).

3.1. Obtenção e refinamento de dados

Os dados para as ocorrências de musgos foram obtidos principalmente da base de dados de coleções botânicas disponíveis *on-line* em SpeciesLink (splink.org.br) e complementados pelas bases de dados virtuais do herbário do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (jabot.jbrj.gov.br) e do *New York Botanical Garden* (sweetgum.nybg.org/science/). Foram também usadas diferentes referências cujos dados não estavam ainda disponíveis *on-line* (Amorim 2013; Souza et al. 2015; Weber et al. 2015).

O refinamento dos dados consistiu de diferentes processos e etapas. Primeiramente, foram excluídos os registros que não possuíam determinações e que não estivessem em nível específico. Posteriormente, foram excluídos os registros sem qualquer identificação precisa da procedência de coleta ou quando a origem consistia somente no estado como referência.

Para cada registro, foi checada a coordenada geográfica e quando ausente, foi tomada através do programa Google Earth. Quando não encontrada, foi tomada a coordenada do município indicado no local de coleta. Após o refinamento dos registros quanto à localidade, foi realizado o refinamento taxonômico. Os nomes foram conferidos, observando-se os sinônimos, através de consulta ao banco de dados Tropicos.org (Missouri Botanical Garden 2016) e mantidos somente nomes válidos. Inicialmente, a base de dados extraída e compilada consistia em cerca de 100 mil registros para o Brasil.

3.2 Análises quantitativas da riqueza

Para o estudo, foram marcados os pontos dos registros no mapa e, posteriormente, elaborado o gradeamento por quadrículas de 1° x 1°. Em seguida, foram realizadas análises de riqueza e de número de registros por cada quadrícula, com o intuito de averiguar o número de espécies e espécimes coletados para os estados brasileiros. Para averiguar a representatividade das quadrículas, foi realizada ainda uma análise de riqueza estimada, utilizando o estimador Jackknife 2 (Magurran 2011). Com o objetivo de comparar a amostragem e a riqueza potencial de espécies, foi realizada uma regressão linear entre o número de coletas (registros) e a riqueza

estimada. As análises foram realizadas através do *software* Diva-Gis 7.5 (<http://www.diva-gis.org/>) (Hijmans et al. 2012).

3.3 Análise de Parcimônia de Endemismo

Para a análise de Parcimônia de Endemismo foi usado o mapa citado acima com os registros marcados. Em seguida foi elaborado um gradeamento de 1° x 1° na área a ser estudada, o qual foi sobreposto ao mapa de registros. Em cada célula gerada, foi implementado um número de identificação, para representar as unidades biogeográficas a serem analisadas. Assim, foi construída uma matriz de presença (1) e ausência (0) de espécies em cada quadrícula numerada, através do *software* Past ver. 2.17b (Hammer et al. 2001). A matriz então foi analisada através dos *softwares* Nona 2.0 (Goloboff, 1993), interface WinClada 1.00.08 (Nixon 2002), para gerar o cladograma através do algoritmo de parcimônia. Foram consideradas áreas endêmicas os clados “monofiléticos”, definidos por consistirem de duas quadrículas ou mais com dois ou mais táxons exclusivos (“sinapomorfias”) (Morrone 2014). Por definição, uma área de endemismo é considerada um grupo delimitado de quadrículas que são definidas por no mínimo duas espécies (Morrone 1994). Assim, as quadrículas únicas que possuíam dois ou mais táxons endêmicos e conjugadas com duas ou mais quadrículas foram consideradas como áreas de endemismo. As quadrículas únicas que também possuíam dois ou mais táxons exclusivos, foram consideradas como áreas secundárias ou áreas potenciais de endemismo.

3.4 Modelagem preditiva de distribuição das espécies

A seleção das espécies foi realizada seguindo-se os critérios: (1) ser endêmica do Brasil; (2) nomes considerados legítimos de acordo com Tropicos.org (2017); (3) possuir dois ou mais registros de coleta para locais diferentes. As análises foram realizadas através da interface gráfica Model-R ver. 1.35 (Lima 2016). O *software* openModeller ver. 1.1.0 (Muñoz et al. 2009), foi utilizado para averiguar a similaridade ambiental, empregando o algoritmo *Environmental Distance*, para duas espécies que não foi possível a análise pela interface gráfica Model-R: *Octoblepharum leucobryoides* O. Yano e *Zandaria octoblepharis* (A. Jaeger) Goffinet. O processo de pós-modelagem foi realizado pelo *software* Quantum Gis ver. 2.18 (QGIS Development Team, 2017). Foram selecionadas 18 espécies de musgos que atingiam os critérios de avaliação e foram utilizadas na geração do modelo (Tabela 1).

3.4.1 Variáveis ambientais

As 19 variáveis bioclimáticas foram obtidas na base de dados WorldClim versão 1.4 (Hijmans et al. 2005). A fim de eliminar a multicolinearidade das camadas, foi realizada uma correlação (Pearson, $R^2 > 0,8$) entre as variáveis bioclimáticas preditoras e, posteriormente, retiradas as que apresentavam alta correlação (Guisan & Thuiller 2005). Os valores utilizados para a correlação foram obtidos dos arquivos em *raster* para cada variável ambiental. Após a eliminação das variáveis redundantes, cinco foram incluídas nos modelos (média anual da temperatura, amplitude anual da temperatura, precipitação do quadrimestre mais úmido, precipitação do quadrimestre mais seco, precipitação do quadrimestre mais quente). A altitude foi utilizada para a inclusão de uma variável topográfica (Hidro1K - Elevation Derivative Database <http://eros.usgs.gov/>), assim como a inclusão do potencial de evapotranspiração anual (Global-PET Database, <http://www.cgiar-csi.org>, Zomer et al. 2007).

3.4.2 Algoritmos

Os algoritmos são sequências finitas de comandos, executados através de códigos escritos em alguma linguagem computacional (Giannini et al. 2012), que são usados para produzir modelos de distribuição em potencial e, também, *rasters* com a distribuição potencial de espécies (Barros et al. 2012). Foram previamente selecionados quatro algoritmos para as análises, a saber: Bioclim, que fornece uma classificação binária em um *habitat* “adequado” ou “não adequado”, que define o potencial de distribuição como o espaço ambiental multidimensional limitado pelos valores mínimo e máximo para todas as presenças (Franklin 2009); Maxent, que estima uma distribuição de probabilidade alvo, encontrando a distribuição de probabilidade de entropia máxima (mais dispersa ou mais uniforme), sujeito a um conjunto de restrições que representam a informação incompleta sobre a distribuição do alvo (Phillips et al. 2006). Assim, a distribuição de probabilidade é a melhor aproximação de uma distribuição registrada, pois o resultado vai de acordo com a distribuição que se conhece e evitando assumir algo que se desconhece. (Franklin 2009); SVM (Máquinas de suporte vetorial, *support vector machine*), que gera modelos baseados em estatísticas (Guo et al. 2005) e, comumente é utilizado para uma situação em que se possui duas classes, presença/ausência (“pseudo-ausência”) das espécies, definindo hiperplano em um espaço preditivo que separa essas classes (Guo et al. 2005; Franklin 2009); Random Forest, um método baseado em árvores de decisão, que constrói um grande número de árvores decorrelacionadas, desenvolvidas com subconjuntos de dados e um subconjunto aleatório de variáveis preditoras, sendo a previsão feita pela média entre as árvores (Breiman 2001). Foi empregado o algoritmo *Environmental Distance*, utilizando como métrica a Distância Euclidiana, sendo as distâncias medidas com a média de todos os pontos de presença e a distância máxima (“corte” para a adequabilidade ambiental) igual a um, atribuindo assim uma probabilidade a todos

os pontos (Carpenter et al. 1993; Siqueira et al. 2009). O algoritmo foi empregado para as espécies que possuíam apenas dois pontos ou aquelas que apresentavam menos de 10 pontos com distribuição muito ampla.

3.4.3 Validação dos modelos

Os dados foram particionados de acordo com os números de ocorrências e o algoritmo usado. Para dados com mais de 10 registros, foi utilizada a validação cruzada, *k-fold*, sendo *k* o número de partições. No estudo foram estabelecidas 3 partições, para os dados com mais de 10 registros. Dessas, *k-1* são utilizadas para treinar o algoritmo e a partição restante é utilizada para o teste (Giannini et al. 2012). A validação cruzada é uma técnica sem reposição que por sua vez gera maior independência dos resultados gerados, fornecendo maior robustez para os modelos (Franklin 2009). Para as espécies que possuíam menos de 10 registros, foi utilizado o Jackknife como método de validação. Esta técnica é comumente usada para amostras pequenas (Pearson et al. 2007), contudo o número de partições como resultado final é igual ao número de amostras utilizadas ($k=N$). Assim, de cada partição é retirada uma amostra para teste ficando as demais para treino. Para as espécies em que algoritmo de distância foi empregado, a validação foi realizada pelo *bootstrap*, uma técnica que envolve a partição aleatória dos dados, com reposição, calibrada em 90% para treino e 10% para teste (Giannini et al. 2012). Para as espécies que possuíam apenas dois registros não foi utilizado um teste de validação dos dados.

3.4.4 Medida de desempenho do modelo

O desempenho foi avaliado de acordo com os seguintes critérios, estabelecendo-se os seguintes limites de corte: (1) avaliação dos valores de AUC (*area under the curve* ou área abaixo da curva) do ROC (*receiver operating characteristic* ou curvas características de operação). O valor de AUC mede a capacidade discriminatória do modelo, sendo interpretado como a capacidade de prever, ao se sortear dois pontos, o modelo consiga prever os dois (Giannini et al. 2012). No estudo foram considerados os valores de $AUC > 0.7$, avaliados de regulares para ótimos (alta acurácia) (Manel et al. 2001). Os algoritmos que obtiveram resultados abaixo deste número, bem como as partições que não atingiram esse valor mínimo, não foram utilizados. (2) utilização do TSS (*true skill statistic*) como medida de validação. O TSS responde de forma independente à prevalência de espécies, onde a sensibilidade e a especificidade são calculadas com base no limiar de probabilidade para o qual sua soma é maximizada [(sensibilidade + especificidade) – 1] (Allouche et al. 2006). No estudo, foram utilizados os valores de $TSS > 0.6$, considerados bons (Allouche et al. 2006). (3) utilização da média do valor do TSSth de cada

partição como o corte final para do modelo em cada algoritmo. O TSSth é o limiar que maximiza a soma de sensibilidade e especificidade, logo maximiza o valor de TSS (Liu et al. 2016).

Para as espécies *Octoblepharum leucobryoides* O. Yano e *Zandaria octoblepharis* (A. Jaeger) Goffinet foi considerado o limiar de presença mínima como o limite de corte (*Minimum presence training* ou *Lowest presence training*) que destaca as áreas mais próximas de maior adequabilidade ambiental (Pearson et al. 2007).

3.4.5 Processamento pós-modelagem

A fim de aumentar a acurácia dos modelos, foi realizada a técnica de projeção combinada (*Ensemble forecasting*). Esta técnica é definida como uma combinação de múltiplas projeções, oriundas de diferentes algoritmos em uma série de condições iniciais, tipos de modelo, parâmetros e/ou condições limites (Araújo & New 2007), gerando um modelo de consenso. Este modelo foi gerado pela média de cada algoritmo (combinação geral ou *general ensemble*), em que as áreas de maior adequabilidade são os resultados das congruências que a maioria dos modelos sugere como mais favoráveis (Giannini et al. 2012). Usa-se um modelo em conjunto para explorar uma gama maior de previsões, entendendo melhor a incerteza do modelo e obtendo uma melhor projeção sobre a previsão da ocorrência da espécie (Franklin 2009).

3.5 Áreas de concentração de endemismo na Floresta Atlântica

O mapa foi elaborado com o intuito de direcionar áreas de maior adequabilidade para as espécies, propondo áreas para futuras coletas. Foram excluídas as espécies cujo algoritmo de distância foi empregado, desta forma a análise partiu das 16 espécies (Tabela 1). Primeiramente, para cada espécie, foi realizada a soma de cada modelo binário por algoritmo, resultando em um modelo geral, por espécie. Posteriormente, foram excluídos os valores de menor probabilidade (regra da maioria). Este procedimento foi realizado para cada espécie, resultando em um modelo de probabilidade final por espécie. Estes modelos de cada espécie foram somados, resultando em um mapa final de adequabilidade de ocorrência das espécies endêmicas estudadas.

Este resultado foi sobreposto a um mapa das unidades de conservação da Floresta Atlântica, permitindo sugerir de forma direta as unidades de conservação que apresentam a adequabilidade de espécies endêmicas. Foi realizada uma análise de correlação de Spearman (Legendre & Legendre 1998) entre a área da unidade de conservação e o valor do *pixel* máximo na unidade e, a área da unidade com a amplitude de *pixels* dentro das UCs, e por fim, a área com a variabilidade de *pixels*, para averiguar uma possível relação entre o tamanho das Unidades de Conservação e os valores de adequabilidade de ocorrência das espécies.

Tabela 1: Espécies utilizadas na modelagem preditiva de distribuição de espécies. Os valores dos testes de validação representam a média das partições e estão separados pelos algoritmos respectivamente. BC = Bioclim; MX = Maxent, RF = Random Forest; SVM = Support vector machine; DE = Environmental distance; AUC = area under the curve; TSS = true skill statistic; TSSth = Limiar de presença; ▲ = Limiar de presença mínima; *espécies não utilizadas no mapa de adequabilidade para as espécies da Floresta Atlântica

Espécies	Família	Número de registros	Algoritmos utilizados	Tipo de partição	Validação		
					AUC	TSS	TSSth
<i>Breutelia grandis</i> (Hampe) Paris	Bartramiaceae Schwägr.	10	MX; RF; SVM	K-fold	0.98; 0.96; 0.89	0.96; 0.88; 0.88	0.26; 0.42; 0.05
<i>Campylopus gemmatus</i> (Müll. Hal.) Paris	Leucobryaceae Schimp.	12	MX; SVM	K-fold	0.96; 0.85	0.90; 0.79	0.19; 0.01
<i>Ditrichum paulense</i> Geh. & Hampe	Ditrichaceae Limpr.	11	MX; RF; SVM	K-fold	0.95; 0.93; 0.83	0.93; 0.89; 0.81	0.40; 0.10; 0.01
<i>Fissidens flabellatus</i> Hornsch.	Fissidentaceae Schimp.	32	MX; RF; SVM	K-fold	0.97; 0.97; 0.97	0.89; 0.91; 0.90	0.12; 0.02; 0.13
<i>Fissidens gymnostomus</i> Brugg-Nann.	Fissidentaceae Schimp.	7	MX; RF; SVM	Jackknife	0.89; 0.87; 0.94	0.89; 0.86; 0.93	0.59; 0.02; 0.008
<i>Itatiella riedeliana</i> (Mont.) N.E. Bell & Hyvönen	Polytrichaceae Schwägr.	32	BC; MX; RF; SVM	K-fold	0.84; 0.98; 0.98; 0.95	0.68; 0.92; 0.91; 0.84	0.09; 0.05; 0.05; 0.02
<i>Itatiella ulei</i> (Broth. ex Müll. Hal.) G.L. Sm.	Polytrichaceae Schwägr.	11	MX; RF; SVM	K-fold	1; 0.99; 1	1; 0.98; 1	0.46; 0.58; 0.18
<i>Jonesiobryum cerradense</i> Vital ex B.H. Allen & Pursell	Rhachithecaceae H. Rob.	29	MX; RF	K-fold	0.74; 0.71	0.47; 0.58	0.32; 0.01
<i>Leiomela piligera</i> (Hampe) Broth.	Bartramiaceae Schwägr.	14	MX; RF	K-fold	0.97; 0.98	0.93; 0.95	0.25; 0.08

<i>Leucobryum clavatum</i> Hampe	Leucobryaceae Schimp.	54	MX; SVM	K-fold	0.93; 0.82	0.79; 0.66	0.11; 0.03
<i>Macrocoma brasiliensis</i> (Mitt.) Vitt	Orthotrichaceae Arn.	17	MX; RF; SVM	K-fold	0.97; 0.97; 0.93	0.94; 0.91; 0.92	0.22; 0.06; 0.02
<i>Mittenothamnium macrodontium</i> (Hornsch.) Cardot	Hypnaceae Schimp.	13	MX; RF; SVM	K-fold	0.98; 0.98; 0.84	0.97; 0.95; 0.76	0.30; 0.15; 0.01
<i>Octoblepharum leucobryoides</i> O. Yano*	Octoblepharaceae A. Eddy ex M. Menzel	2	DE	Sem partição	0.95	-	0.93 [▲]
<i>Orthostichopsis tijucae</i> (Müll. Hal.) Broth.	Pterobryaceae Kindb.	15	MX; RF	K-fold	0.97; 0.96	0.94; 0.89	0.24; 0.02
<i>Paranapiacabaea paulista</i> W.R. Buck & Vital	Sematophyllaceae Broth	7	MX; RF; SVM	Jackknife	0.99; 0.97; 0.99	0.99; 0.97; 0.99	0.54; 0.05; 0.35
<i>Polytrichum angustifolium</i> Mitt.	Polytrichaceae Schwägr.	57	BC; MX; RF; SVM	K-fold	0.86; 0.97; 0.95; 0.86	0.70; 0.89; 0.83; 0.75	0.03; 0.06; 0.04; 0.03
<i>Thuidium brasiliense</i> Mitt.	Thuidiaceae Schimp.	39	BC; MX; SVM	K-fold	0.85; 0.97; 0.84	0.69; 0.88; 0.79	0.03; 0.18; 0.03
<i>Zanderia octoblepharis</i> (A. Jaeger) Goffinet *	Rhachithecaceae H. Rob.	10	DE	Bootstrap	0.62	-	0.82 [▲]

4. Resultados

Os resultados apresentados fornecem a riqueza de musgos para o Brasil, as áreas de endemismo encontradas no país e uma abordagem conservacionista para as espécies de musgos na região da Floresta Atlântica. No total foram levantadas 868 espécies de musgos, de 26.691 registros obtidos. Foram preenchidas 394 quadrículas, tendo o número de espécies por quadrícula variando de 1 a 235 (Figura 1).

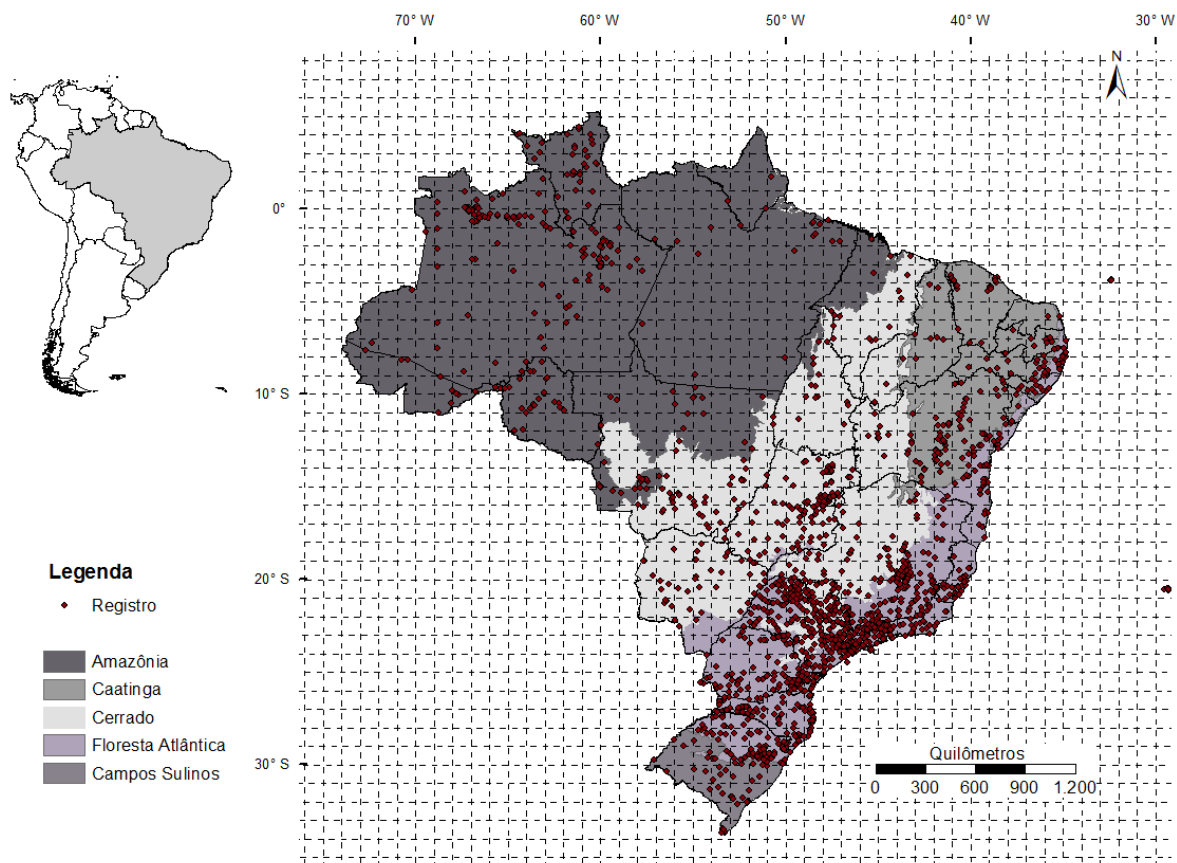


Figura 1: Pontos de ocorrência dos espécimes de musgos obtidos pelo levantamento e sobreposição aos Domínios Fitogeográficos brasileiros.

4.1 Análises quantitativas da riqueza da brioflora brasileira

A riqueza de musgos foi separada em sete classes de intervalos iguais de riqueza, designadas como: máxima (242 – 210), muito alta (209 – 176); alta (175 – 141); média (140 – 106); regular (105 – 71); baixa (70 – 36), muito baixa (35 – 1) (Figura 2A e B). Somente duas quadrículas apresentaram “riqueza máxima”, as quais coincidem com as regiões onde se localizam o Distrito Federal e o litoral do estado de São Paulo (em um trecho do Parque Estadual da Serra do Mar). Três outras quadrículas se encontram em áreas que também apresentam

riqueza alta, sendo uma no centro do estado de Minas Gerais, onde se localiza o Parque Nacional da Serra do Cipó e outra, nas divisas entre os estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo, onde se localizam o Parque Nacional do Itatiaia e parte do Parque Estadual da Serra do Mar, e uma quadrícula na região sudoeste do estado do Paraná. De maneira geral, estas áreas estão conectadas ou próximas a áreas com riqueza regular (>70 espécies). Destacam-se as regiões nordeste do estado do Rio Grande do Sul, com quadrículas de alta riqueza variando entre 175 – 106 espécies, a região da Serra do Mar, desde o litoral paranaense até a região sul litorânea do Rio de Janeiro. No estado de Minas Gerais, destacam-se também, a região sudeste, na Serra da Mantiqueira e, mais próximo à divisa com o Espírito Santo, a região do Parque Nacional do Caparaó, estas áreas com quadrículas que apresentam também uma riqueza muito alta a alta. Algumas regiões merecem destaque, pois apresentaram uma riqueza entre 100 - 80 espécies de musgos, considerada aqui como regular, a região do Parque Nacional da Chapada Diamantina, no centro da Bahia; o centro do estado do Espírito Santo, onde está presente a Reserva Natural Vale do Rio Doce e o Parque Estadual Pedra Azul; o centro-oeste do Brasil, no estado de Goiás, onde está localizado o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros; e o estado do Amazonas, próximo às cidades de Manaus e São Gabriel da Cachoeira. Em um aspecto comum, a maioria das quadrículas organizadas para o estudo apresenta riqueza entre 35 – 1 espécies. O estado do Pará apresenta poucas áreas amostradas, a maior parte do território do estado não apresenta registros de coletas para musgos. As demais áreas se destacam como locais com baixa riqueza e amostragem, como: Amapá, Acre (regiões central e oeste), Mato Grosso (regiões central e oeste), Ceará (regiões central e sul), Rondônia (regiões central e sul) e Amazonas (região sudoeste).

O estimador Jackknife 2 demonstrou uma riqueza potencial muito elevada em relação ao número de espécies já registrado (Figura 2C e D). Assim como na riqueza e com o intuito de comparação, os valores obtidos foram segmentados em sete classes. As quadrículas com riqueza máxima tiveram potencial estimado de 425 – 372 espécies. Este valor corresponde a um aumento de 80% da riqueza registrada. Para a riqueza muito baixa, o potencial estimado foi de 60 – 1 espécies, correspondendo a um aumento de 58%. Apesar dos estimadores de riqueza sempre apresentarem uma estimativa potencial, os valores revelam que as áreas no Brasil apresentam grande deficiência de amostragem (Figura 1B).

A análise do número de registros foi qualificada em nove classes arbitrárias, devido a maior variabilidade dos dados e com o intuito de refinar a observação sobre os dados de amostragem no território brasileiro (Figura 2E e F). A análise mostrou que a maioria das quadrículas apresentou cerca de 200 - 1 registros de coleta para o país. Somente três quadrículas apresentaram mais de 1000 registros de ocorrência.

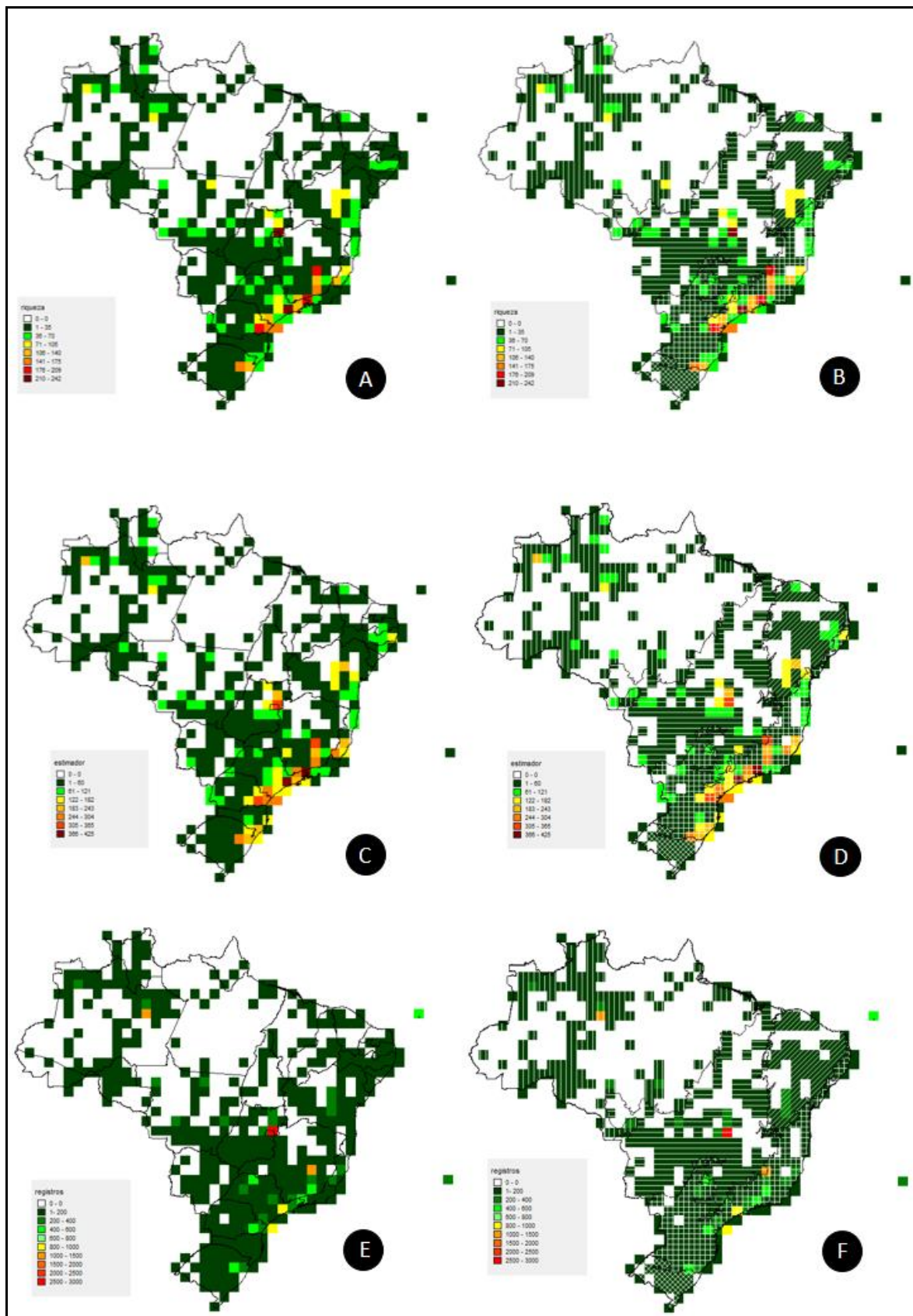






Figura 2: Resultados das análises quantitativas, separadas por estado (esquerda) e Domínio Fitogeográfico (direita). As figuras A e B representam os valores de riqueza. As figuras C e D mostram os valores gerados pelo Jackknife 2. As figuras E e F apontam os registros por quadrícula. Amazônia,  Caatinga,  Campos Sulinos,  Cerrado e  Floresta Atlântica.

A regressão realizada entre a riqueza estimada e o número de registros mostrou que a maioria das quadrículas que apresenta elevada riqueza são as que apresentaram maior número de registros. Assim, de forma contextualizada, a maior riqueza está atrelada ao maior número de coletas (Figura 3). Embora este não seja o único motivo regulador de riqueza em uma área.

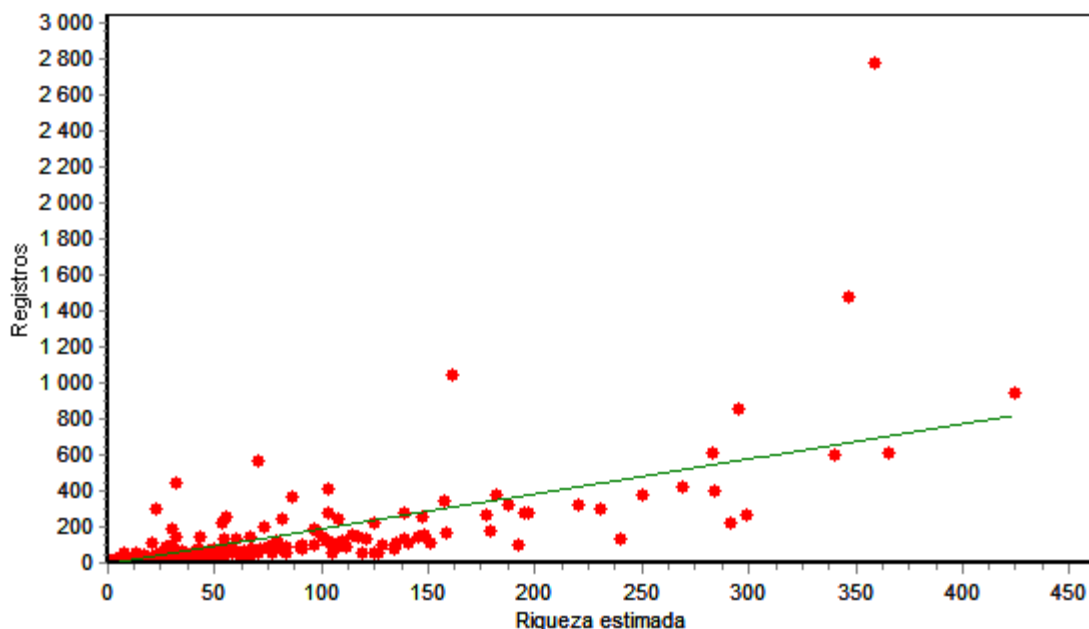


Figura 3: Regressão linear entre o número de coletas (registros) e a riqueza observada.

4.2 Análise de Parcimônia de endemismo

A análise de endemismo resultou em apenas uma área de endemismo localizada no centro do Estado da Bahia, no Domínio Fitogeográfico da Caatinga, região do Parque Nacional da Chapada Diamantina (Figura 4).

As quadrículas propostas como áreas potenciais de endemismo foram encontradas em seis áreas, dispersas no Cerrado e na Floresta Atlântica (Figura 4). A Floresta Atlântica foi o Domínio que apresentou o maior número de áreas potenciais, com 12 quadrículas. As áreas de endemismo na Floresta Atlântica estão inseridas no Corredor da Serra do Mar, que se estende desde o estado do Rio de Janeiro até o litoral do estado do Paraná e no Corredor Central, que abrange o litoral do estado da Bahia e o estado do Espírito Santo. Foram encontradas também áreas de endemismo para a região interiorana da Floresta Atlântica, localizadas na porção meridional da Cadeia do Espinhaço e pela porção Noroeste da Serra da Mantiqueira.

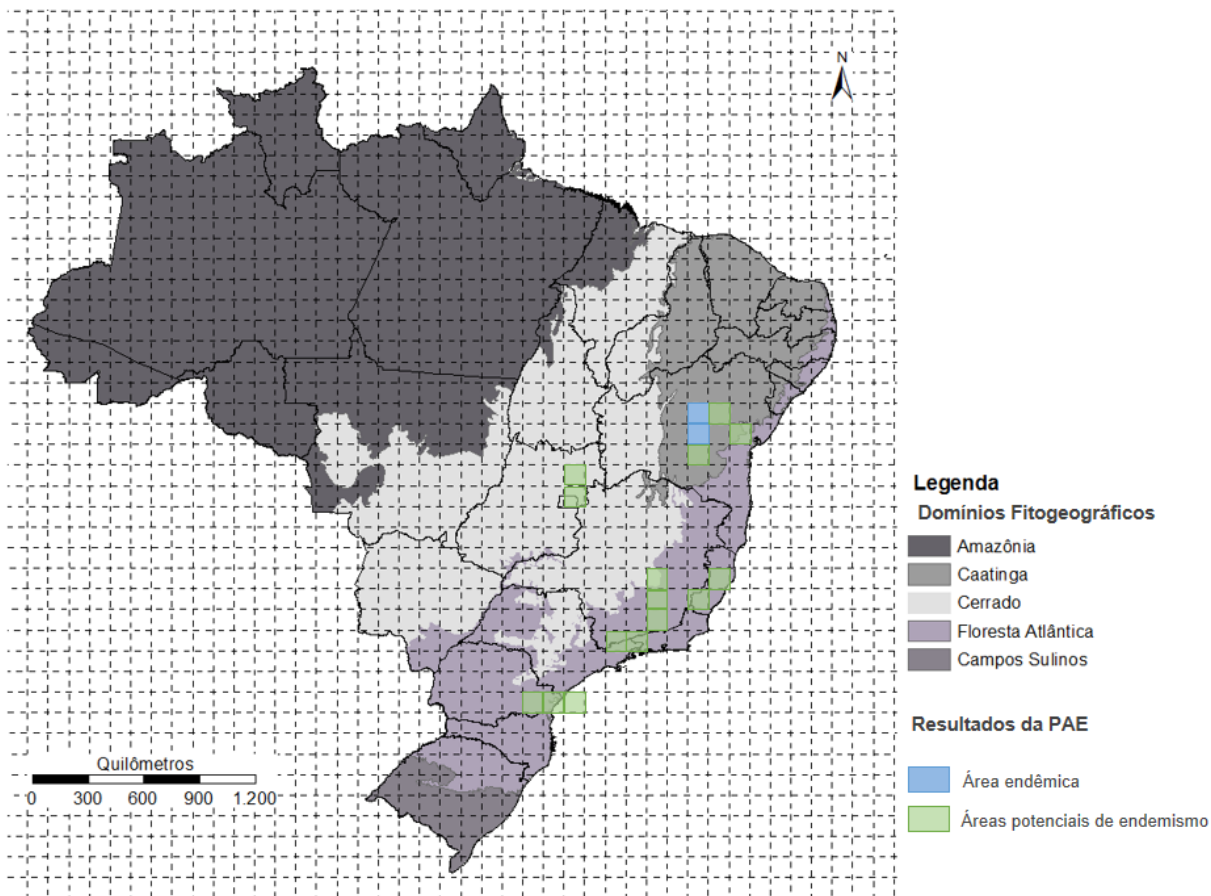


Figura 4: Área de endemismo e as áreas sugeridas como potenciais de endemismo encontradas na PAE.

O Domínio do Cerrado apresentou apenas duas quadrículas, localizadas na Região Centro-Oeste do Brasil, no Distrito Federal e o norte do Estado de Goiás (Figura 4).

4.3 Modelagem preditiva de distribuição das espécies

Os modelos preditivos para as 18 espécies endêmicas de musgos para o Brasil, apresentam grande diferença nos potenciais de distribuição. A lista das espécies estudadas, os algoritmos utilizados e os valores estatísticos utilizados na validação são apresentados na Tabela 1. A maior parte das espécies estudadas apresenta uma distribuição pela margem litorânea do Domínio da Floresta Atlântica, atrelada ao maior número de registros e espécies disponíveis para o Domínio.

Itatiella ulei (Broth. ex Müll. Hal.) G.L. Sm. apresentou uma distribuição restrita a altitudes acima de 1000m, com as áreas de alta adequabilidade para a região do Parque Nacional do Itatiaia, o Parque Estadual da Serra do Papagaio, a região norte do Parque Nacional da Serra da Bocaina, o Parque Nacional da Serra dos Órgãos e o Parque Nacional da Serra do Caparaó. Os estados do Paraná e Santa Catarina apresentaram alguns *pixels* de baixa adequabilidade para a espécie (Figura 5).

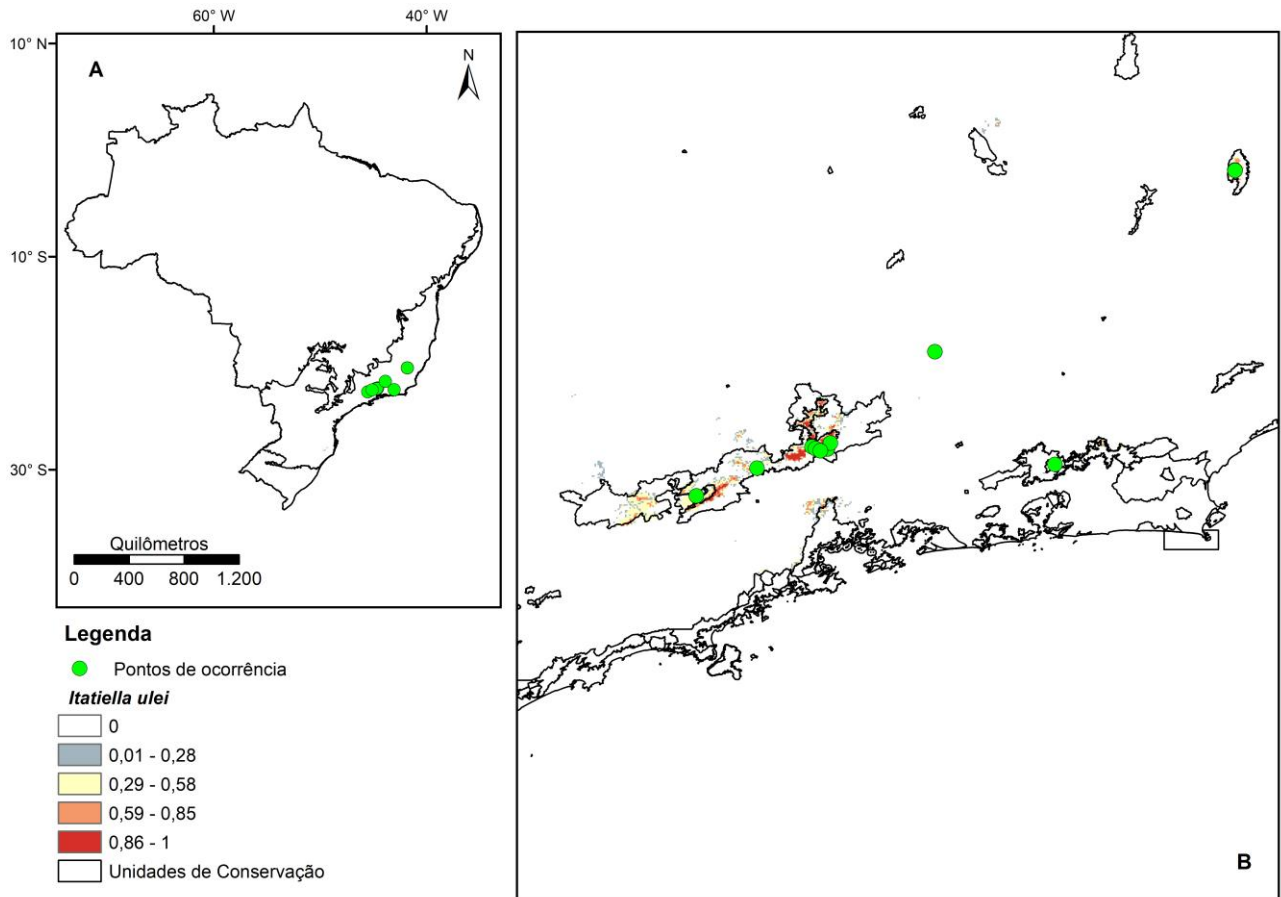


Figura 5: Modelagem preditiva de distribuição de *Itatiella ulei* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de conservação em que estão inseridas.

Paranapiacabaea paulista W.R. Buck & Vital apresentou também uma distribuição restrita, com áreas de alta adequabilidade na região litorânea da Floresta Atlântica, especialmente na região do Parque Estadual da Serra do Mar, vale o destaque também para as áreas de adequabilidade do litoral catarinense, onde estão presentes os Parques Nacionais do Superagui e de Saint-Hilaire/Lange (Figura 6).

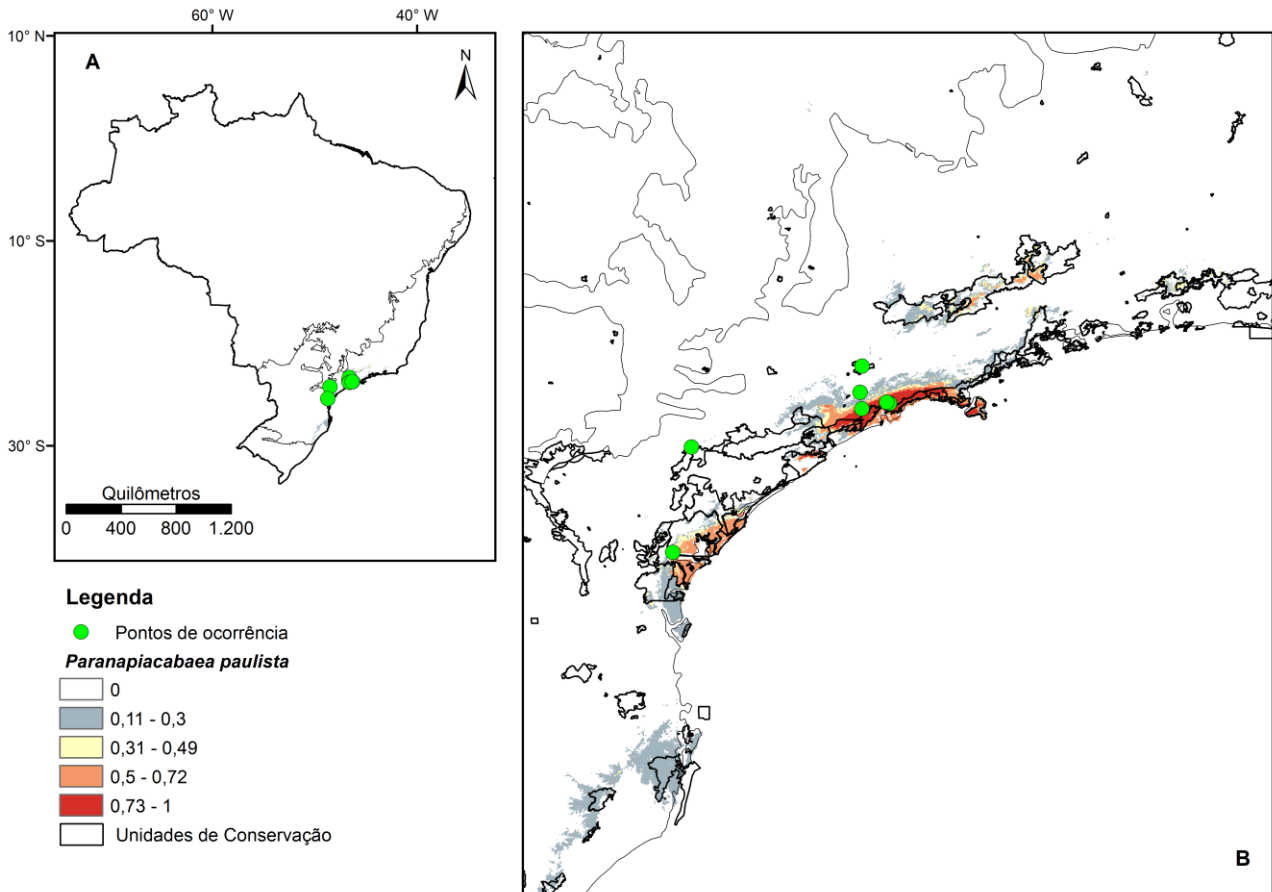


Figura 6: Modelagem preditiva de distribuição de *Paranapiacabaea paulista* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

Breutelia grandis (Hampe) Paris apresentou, assim como as outras, limitações em sua distribuição em áreas de elevada altitude (> 1000m) na região de Floresta Atlântica, estendendo em áreas ao sul do Domínio, onde estão localizados os Parques Estaduais do Pico do Paraná e Roberto Ribas Lange, até áreas do centro do Domínio, como o Parque Nacional do Caparaó. Vários *pixels* de alta adequabilidade são encontrados em regiões montanhosas nas regiões costeiras da Floresta Atlântica (Figura 7). A distribuição também se estendeu para regiões localizadas no centro do estado de Minas Gerais, onde se localizam os Parque Estaduais do Pico do Itambé, do Rio Preto e o Parque Nacional da Serra do Cipó.

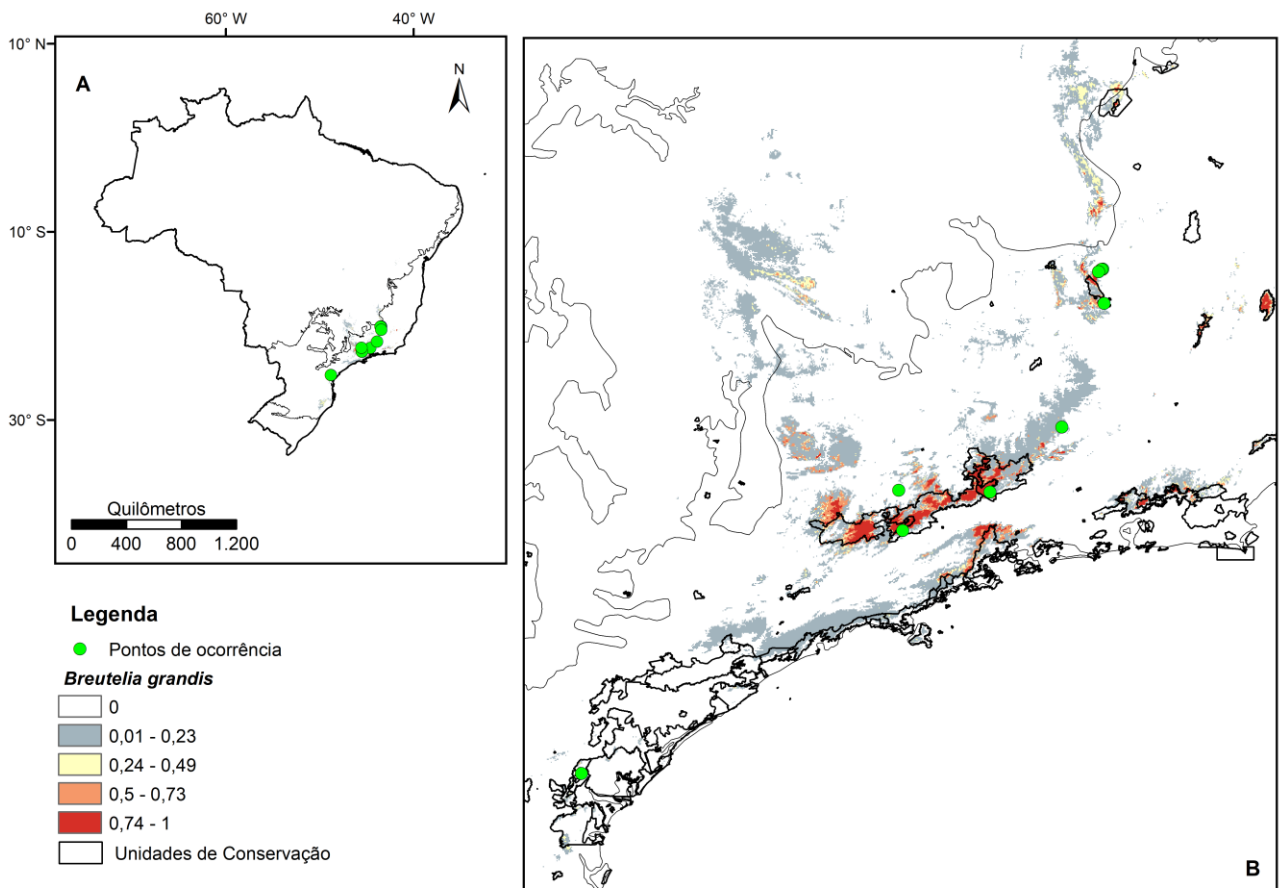


Figura 7: Modelagem preditiva de distribuição de *Breutelia grandis* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

Algumas espécies apresentaram distribuição potencial similar entre si, variando a extensão de ocorrência e adequabilidade ambiental de acordo com a disponibilidade de registros utilizados na análise e a área de ocupação de cada espécie (Figuras 8-15). *Ditrichum paulense* Geh. & Hampe, *Fissidens flabellatus* Hornsch., *Itatiella riedeliana* (Mont.) N.E. Bell & Hyvönen, *Leiomela piligera* (Hampe) Broth., *Mittenothamnium macrodontium* (Hornsch.) Cardot, *Orthostichopsis tijucae* (Müll. Hal.) Broth., *Polytrichum angustifolium* Mitt. e *Thuidium brasiliense* Mitt., tiveram sua distribuição evidenciada para o litoral do Domínio da Floresta Atlântica. As espécies também apresentam regiões com adequabilidade variada, mas presentes na região Sul do país, onde está inserido o Domínio dos Campos Sulinos. *Leiomela piligera* e *Thuidium brasiliense* se destacam por apresentar áreas de adequabilidade no Cerrado, no centro e oeste do estado Minas Gerais.

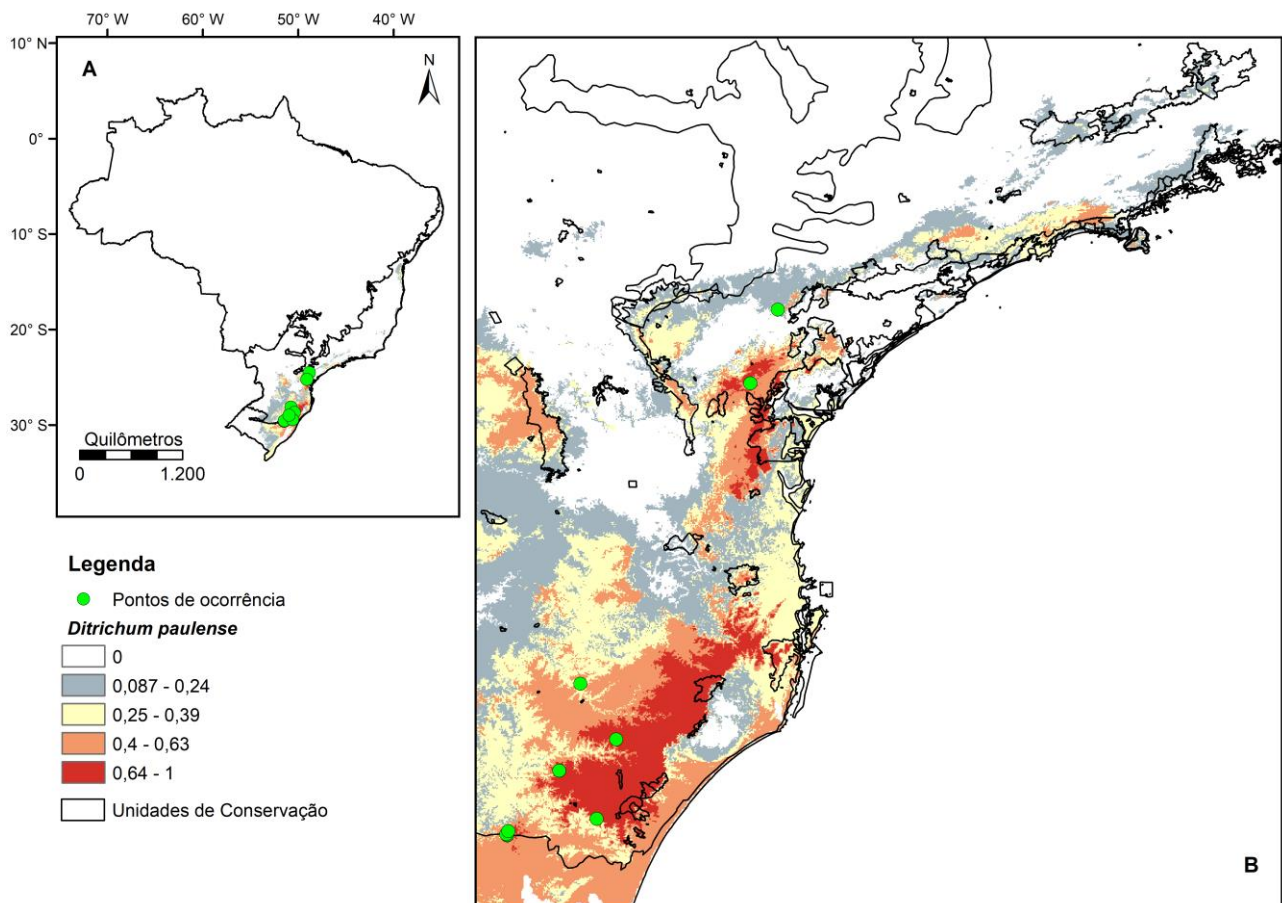


Figura 8: Modelagem preditiva de distribuição de *Ditrichum paulense* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

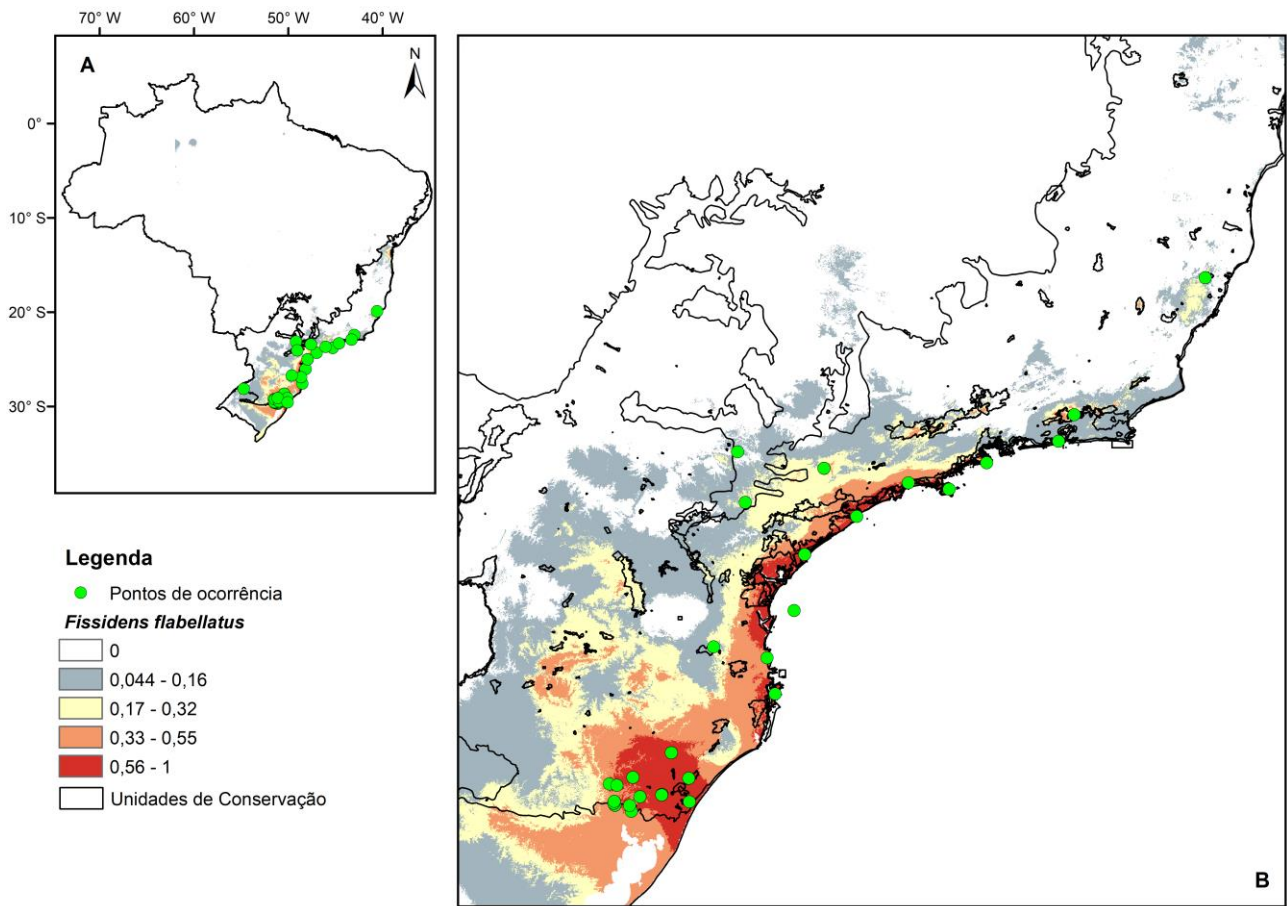


Figura 9: Modelagem preditiva de distribuição de *Fissidens flabellatus* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

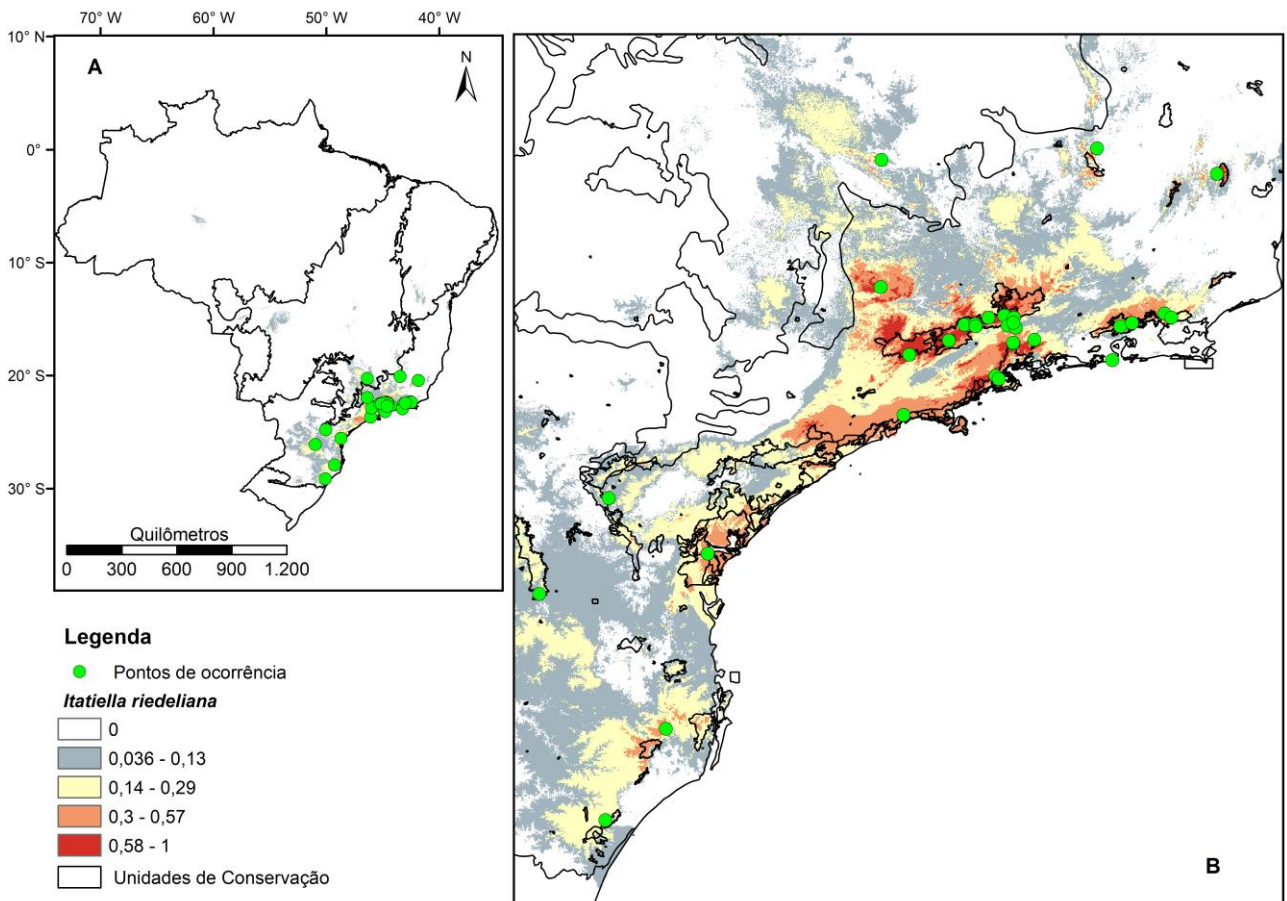


Figura 10: Modelagem preditiva de distribuição de *Itatiella riedeliana* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

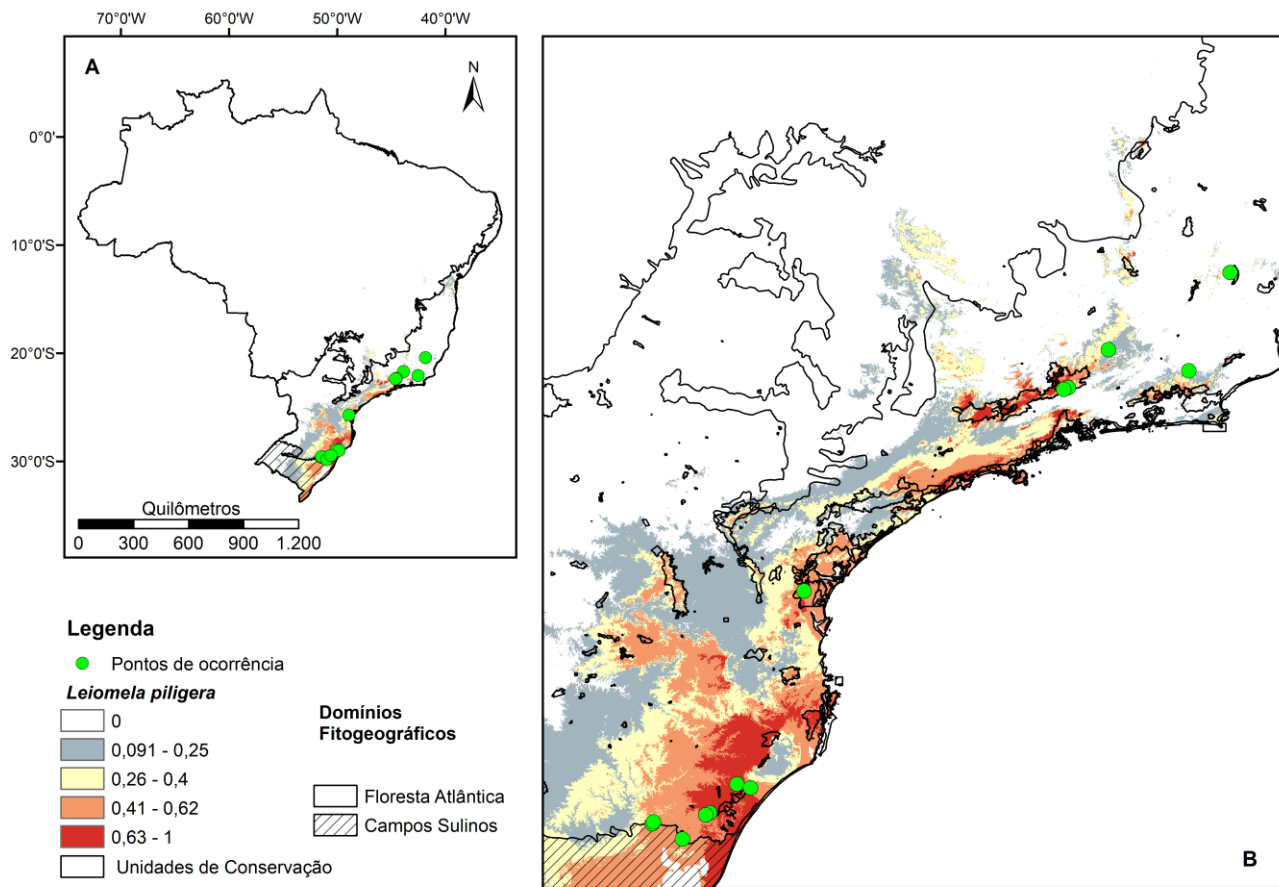


Figura 11: Modelagem preditiva de distribuição de *Leiomela piligera* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

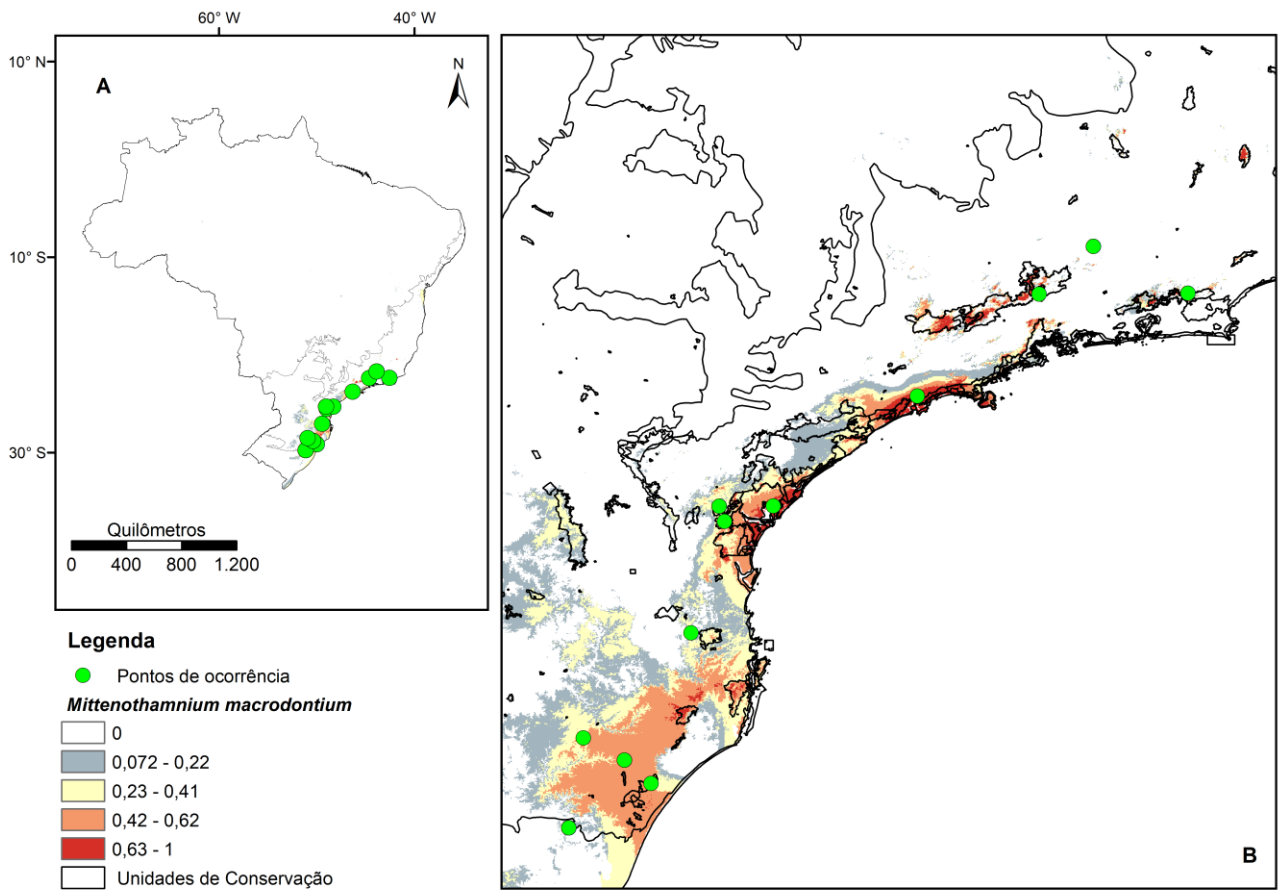


Figura 12: Modelagem preditiva de distribuição de *Mittenothamnium macrodontium* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

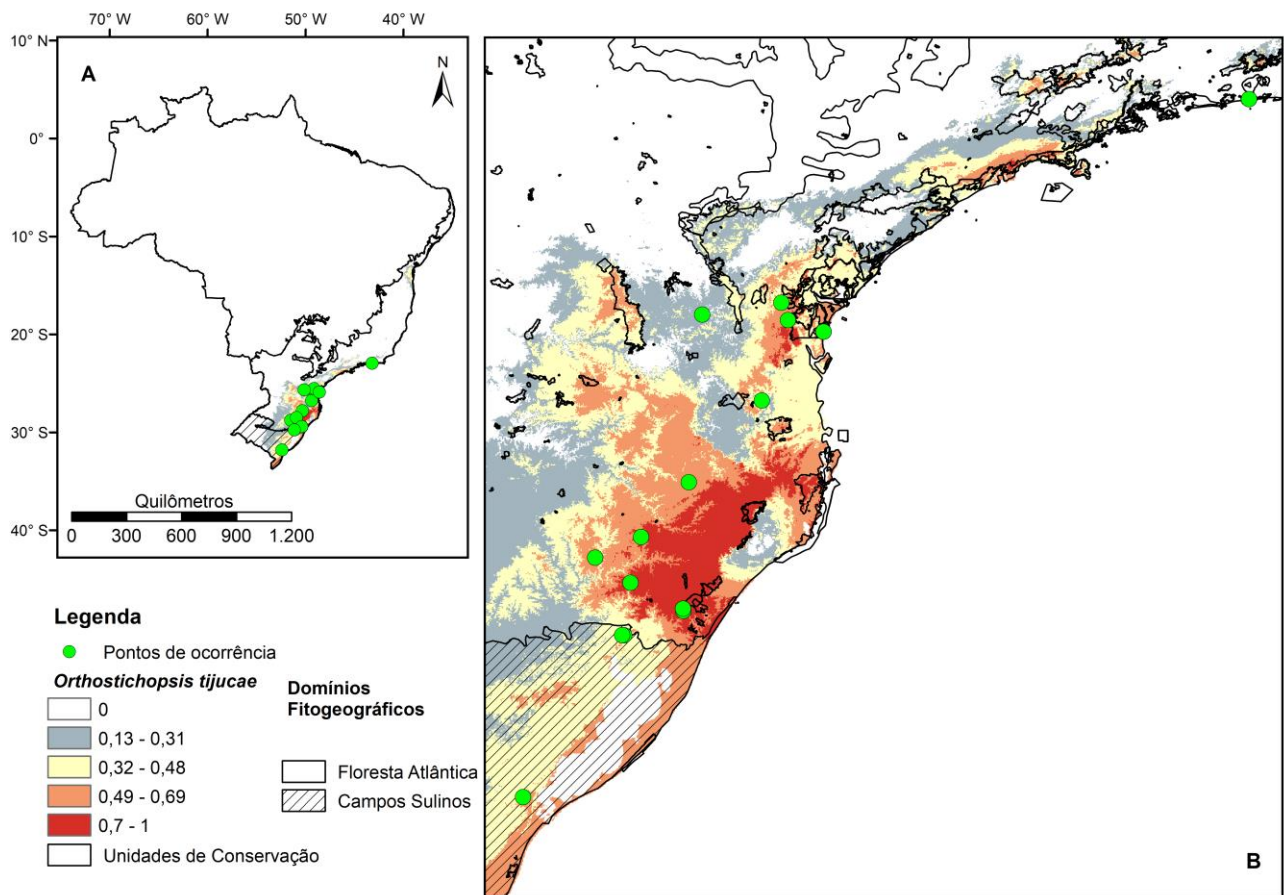


Figura 13: Modelagem preditiva de distribuição de *Orthostichopsis tijucae* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

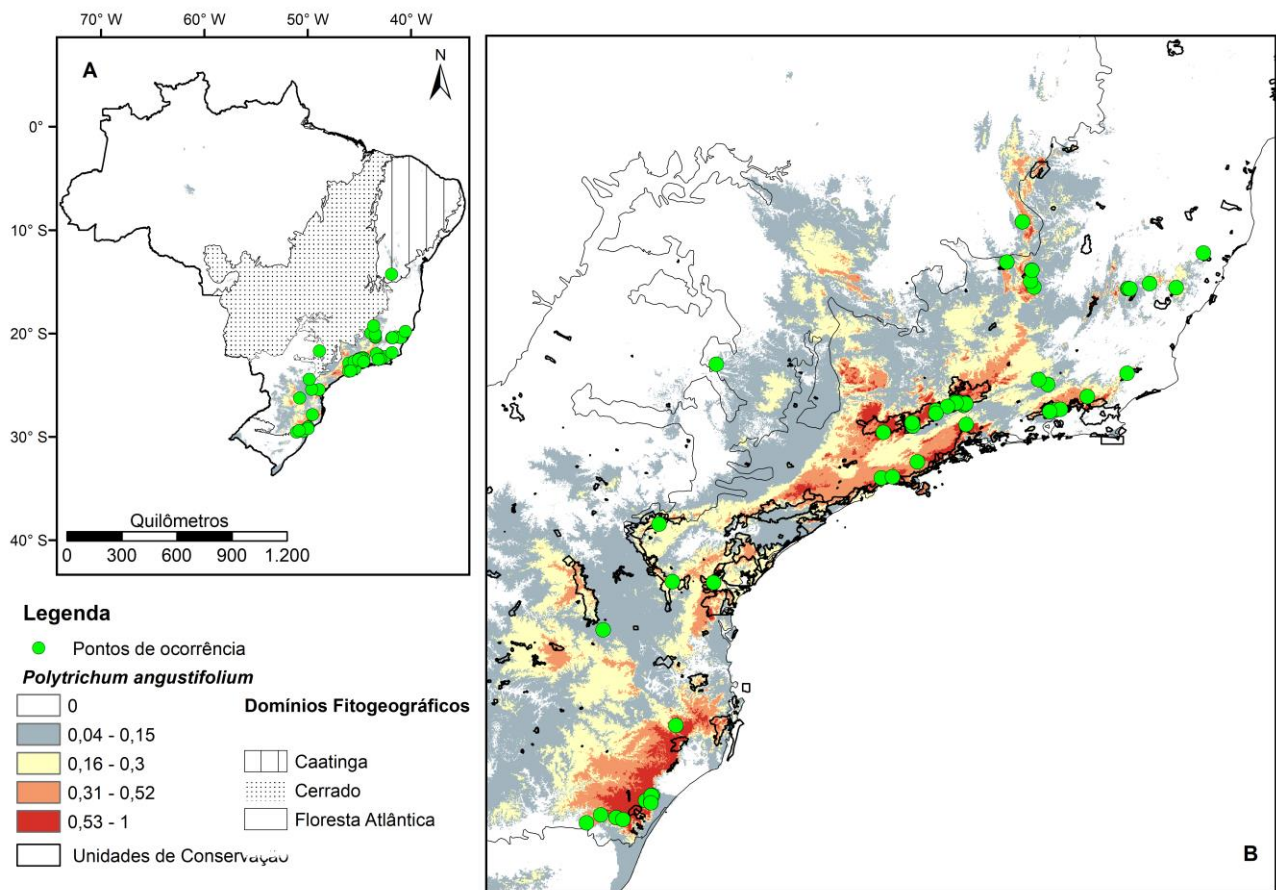


Figura 14: Modelagem preditiva de distribuição de *Polytrichum angustifolium* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

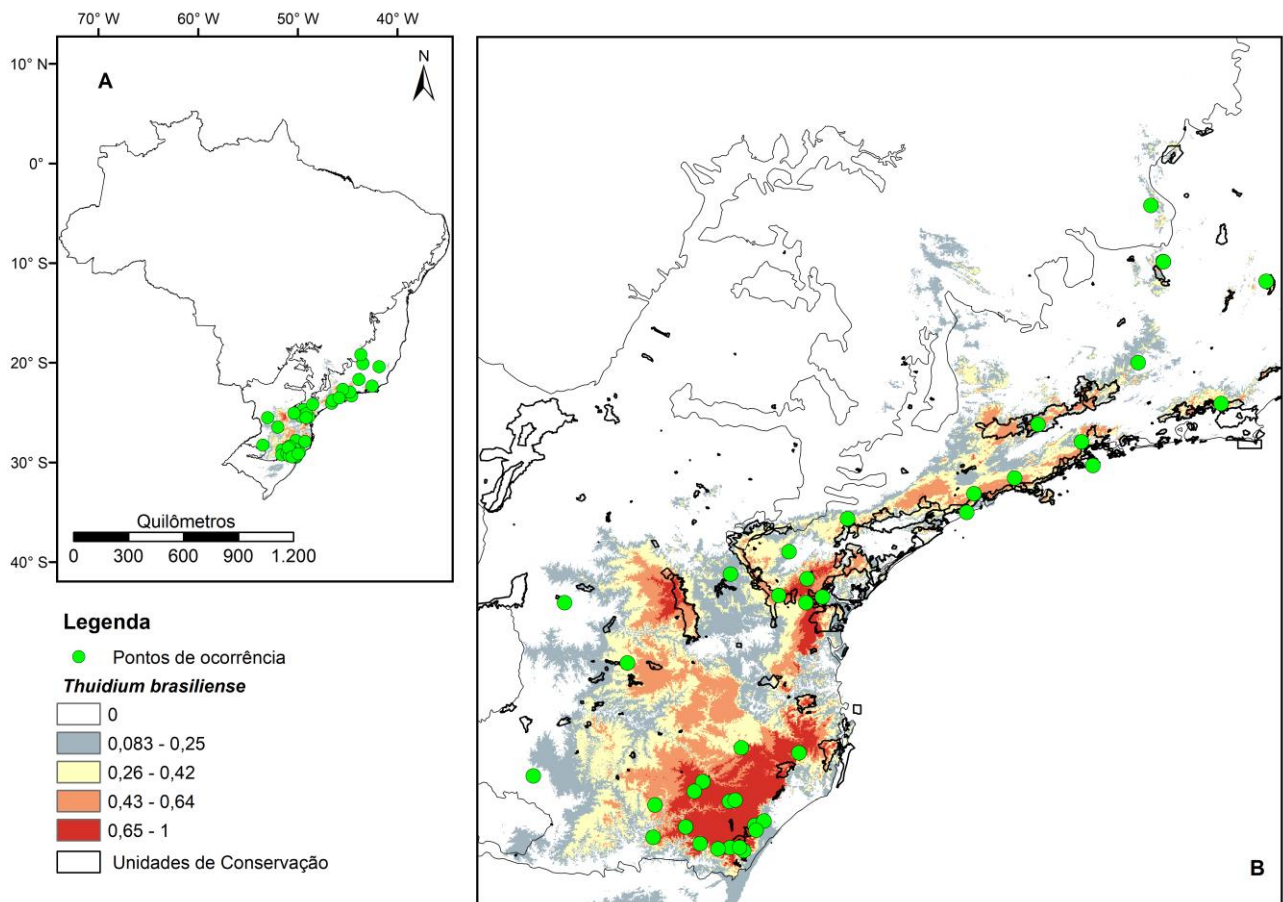


Figura 15: Modelagem preditiva de distribuição de *Thuidium brasiliense* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

As espécies *Campylopus gemmatus* (Müll. Hal.) Paris e *Leucobryum clavatum* Hampe apresentaram congruências em suas áreas potenciais de distribuição, com as áreas de alta adequabilidade também na região costeira da Floresta Atlântica, assim como o conjunto de espécies citadas anteriormente, abrangendo desde o Rio Grande do Sul até o centro do estado da Bahia. Estas espécies apresentam pontos de ocorrência em áreas do Cerrado e na Amazônia (*Leucobryum clavatum*), entretanto as áreas de adequabilidade apresentam valores mais baixos nessas regiões (Figuras 16 e 17).

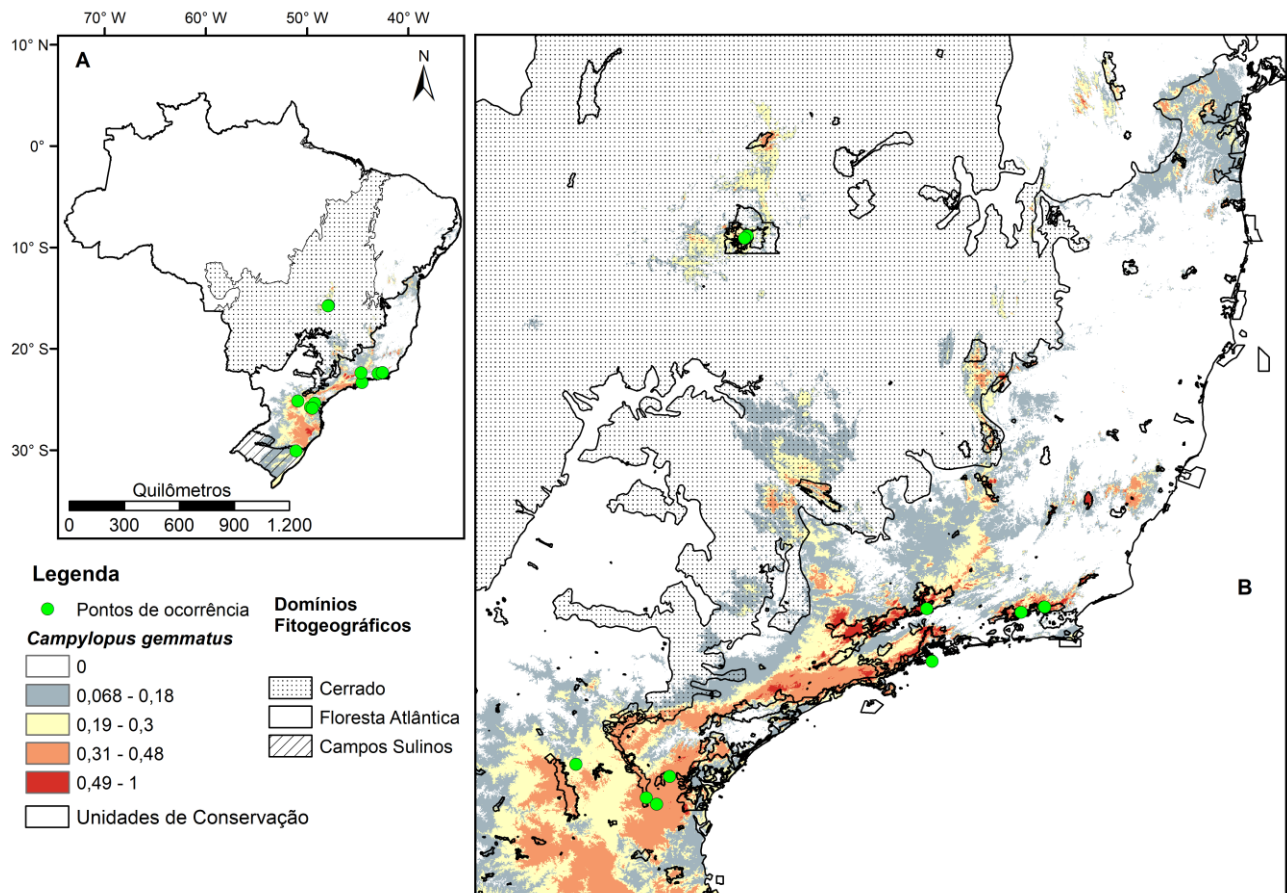


Figura 16: Modelagem preditiva de distribuição de *Campylopus gemmatus* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

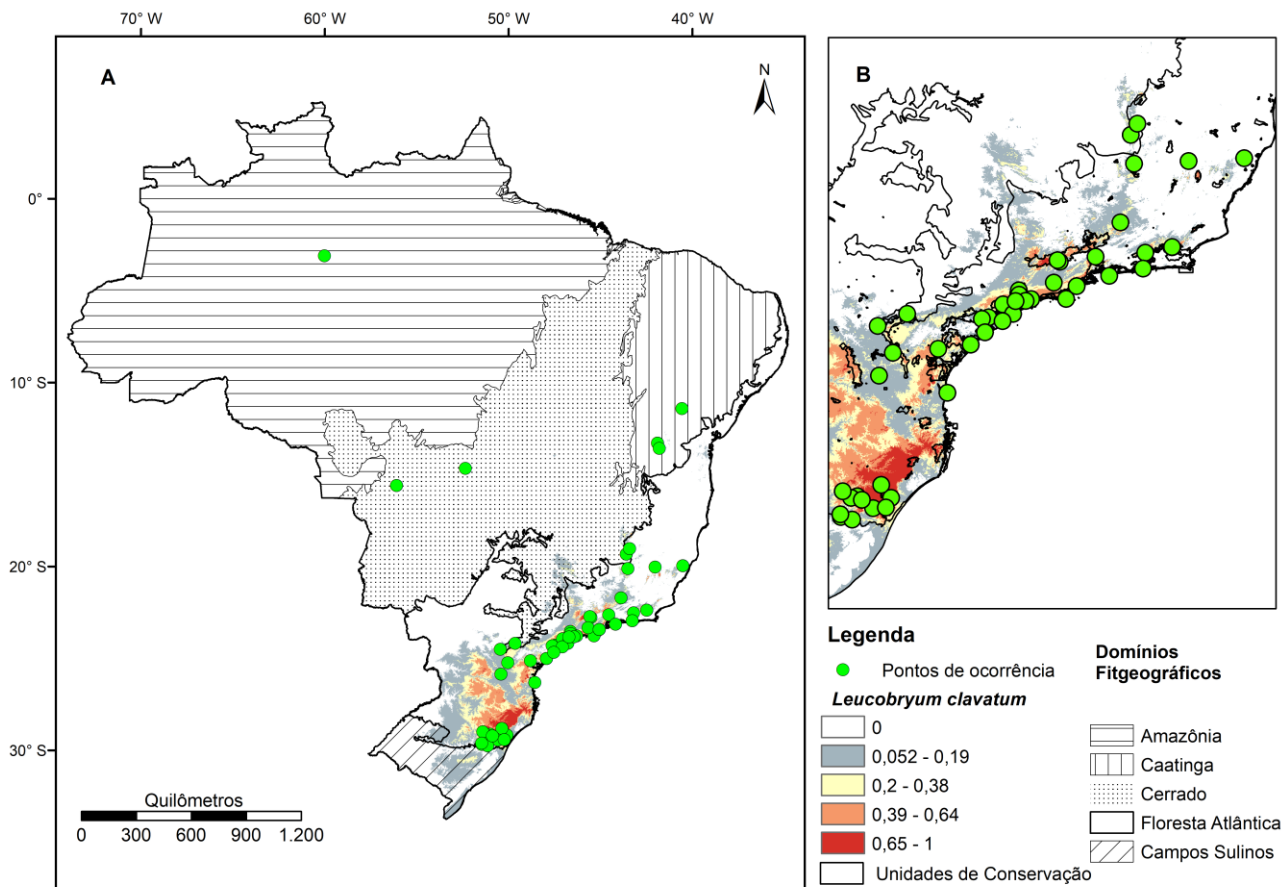


Figura 17: Modelagem preditiva de distribuição de *Leucobryum clavatum* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

Macrocoma brasiliensis (Mitt.) Vitt apresentou uma disjunção dentro do Domínio da Floresta Atlântica, com distribuição conhecida e alta adequabilidade no sul do Brasil, áreas de adequabilidade mais baixas e registros no centro e leste da Bahia (Figura 18). Vale destacar o grande número de *pixels* de adequabilidade, mesmo que baixa, na região de Floresta Atlântica do sudeste do Brasil, em especial o Parque Estadual dos Três Picos, a região da Serra do Mar e do Sul da Serra da Mantiqueira.

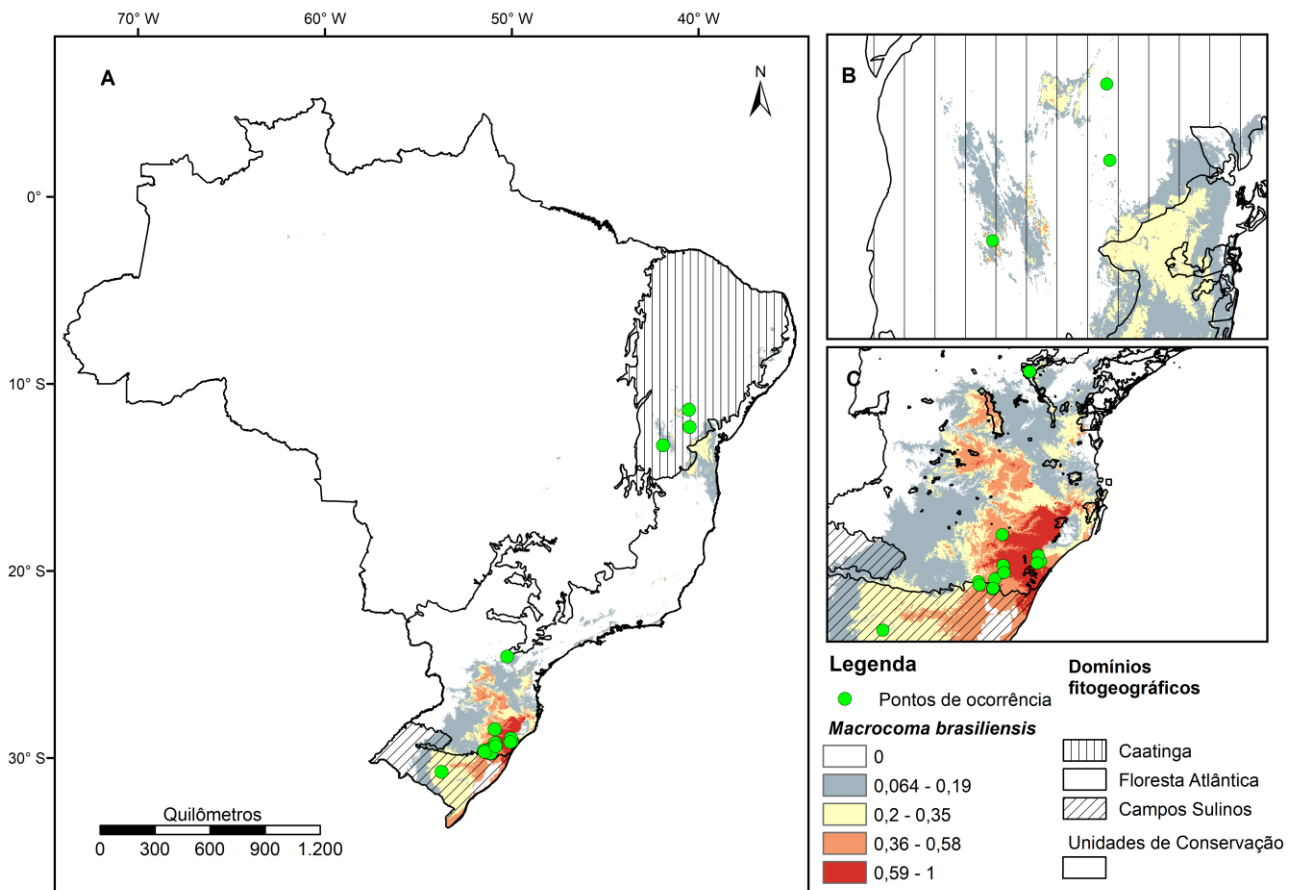


Figura 18: Modelagem preditiva de distribuição de *Macrocoma brasiliensis* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

As espécies *Fissidens gymnostomus* Brugg.-Nann. e *Jonesiobryum cerradense* Vital ex B.H. Allen & Pursell apresentaram maiores áreas de adequabilidade no centro do Brasil, onde predomina o Domínio do Cerrado, sendo essas regiões no centro dos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (onde não há registros de *F. gymnostomus*), Goiás e o centro e oeste de Minas Gerais (Figuras 19 e 20). Destacam-se também áreas do domínio da Caatinga, onde ocorre *F. gymnostomus*, no nordeste da Bahia e noroeste do estado, onde ocorre *J. cerradense*.

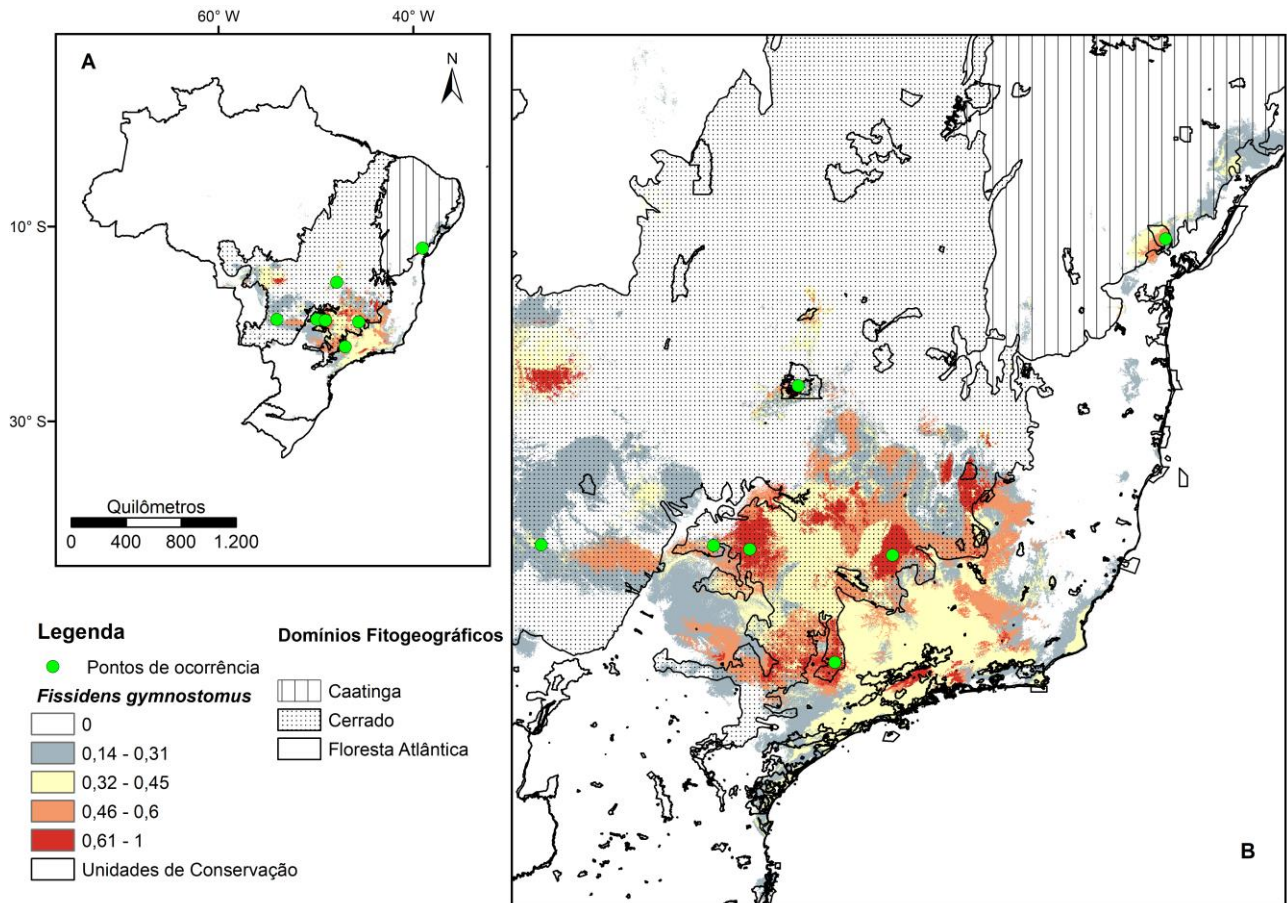


Figura 19: Modelagem preditiva de distribuição de *Fissidens gymnostomus* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

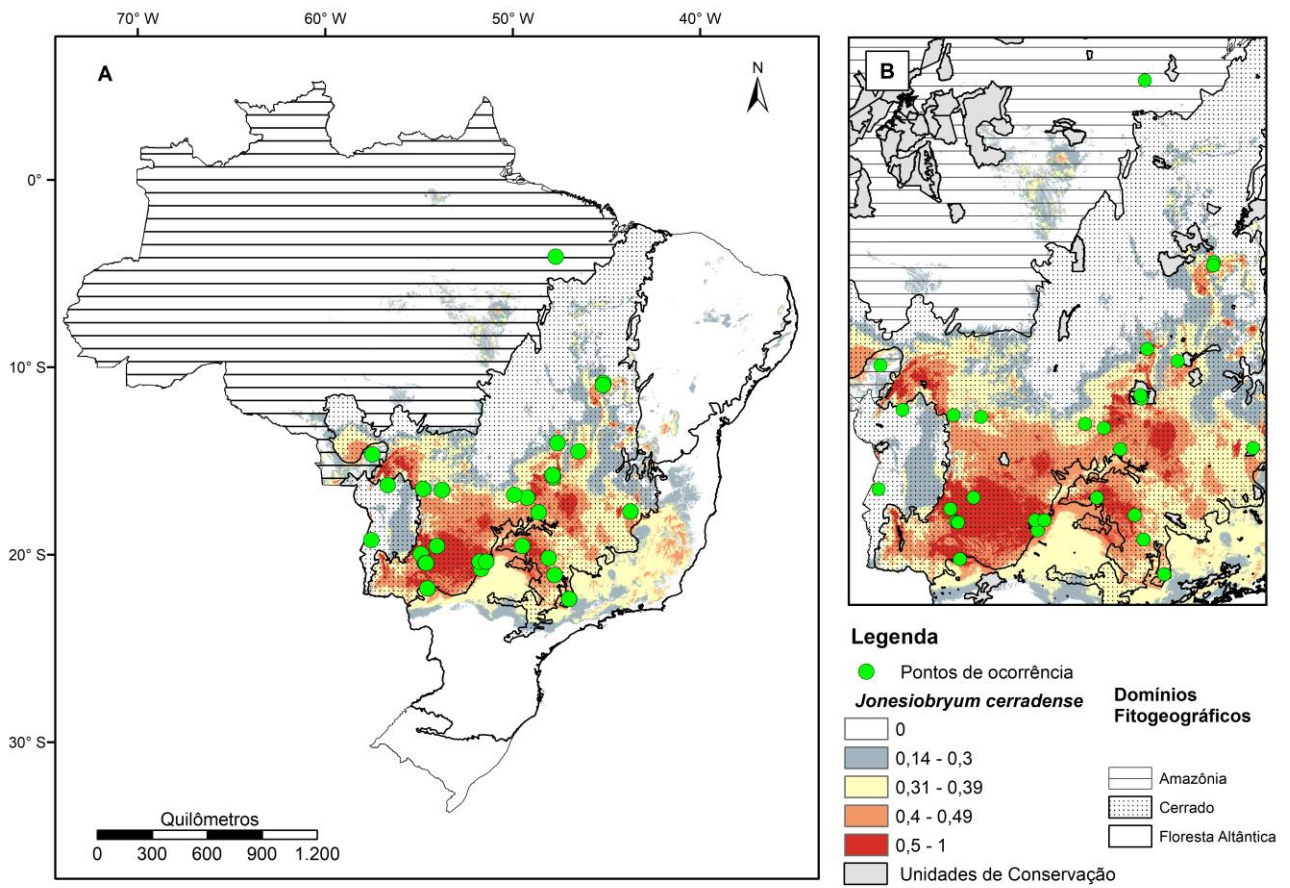


Figura 20: Modelagem preditiva de distribuição de *Jonesiobryum cerradense* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

Para *Zandieria octoblepharis* (A. Jaeger) Goffinet e *Octoblepharum leucobryoides* O. Yano os modelos gerados são exploratórios. As áreas potenciais são as que apresentam maiores valores de similaridade ambiental (Figuras 21 e 22). *Zandieria octoblepharis* apresenta a maior parte das suas áreas de alta adequabilidade no Domínio do Cerrado, presentes também nas áreas de transição, localizadas no centro de Minas Gerais e áreas do Domínio da Caatinga, na região centro-norte dos estados do Piauí e Maranhão. A distribuição de *O. leucobryoides* foi concentrada a áreas do Domínio da Amazônia, com destaque para as áreas com alta adequabilidade no Parque Nacional de Anavilhanas, na Floresta Nacional do Amazonas, na Reserva Extrativista do Rio Unini e APA Presidente Figueiredo, no estado do Amazonas e, na Reserva Extrativista de Gurupá-Melgaço e Floresta Estadual do Trombetas, no estado do Pará.

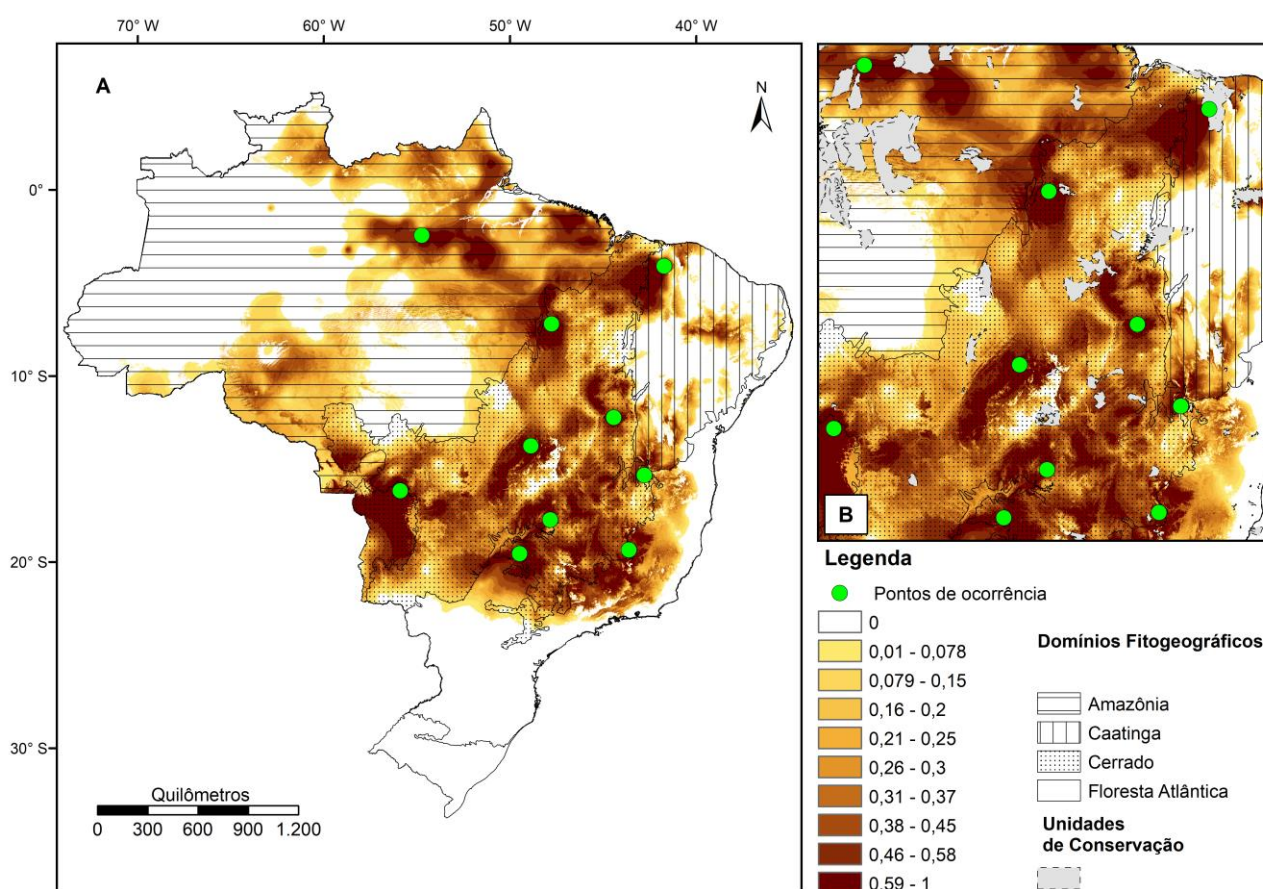


Figura 21: Modelagem preditiva de distribuição de *Zandieria octoblepharis* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

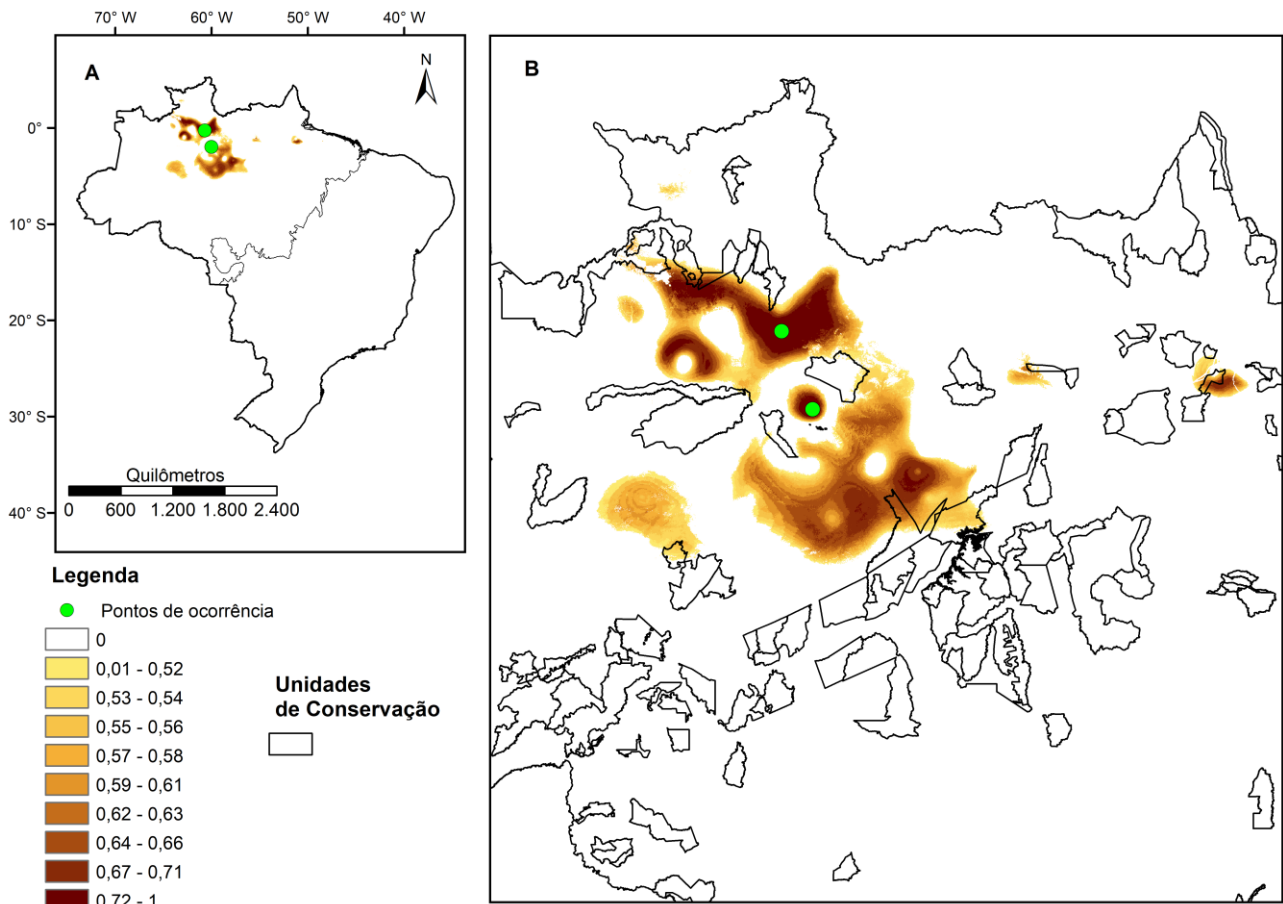


Figura 22: Modelagem preditiva de distribuição de *Octoblepharum leucobryoides* mostrando as áreas de adequabilidade e as Unidades de Conservação em que estão inseridas.

4.4 Áreas de concentração de endemismo na Floresta Atlântica

A análise permitiu encontrar diferentes áreas com probabilidades de ocorrências distintas para a Floresta Atlântica do Brasil (Figura 23). O resultado mostrou áreas com alto potencial para ocorrência das 16 espécies de musgos estudadas, revelando uma ampla variabilidade de nichos e grande importância para conservação dessas espécies. O mapa de concentração de endemismo, bem como a junção com as unidades de conservação são apresentados nas Figuras 23, 24 e 25. As áreas que apresentaram alta probabilidade são as áreas elevadas do Domínio da Floresta Atlântica, na divisa entre os estado de Minas Gerais e Rio de Janeiro, e leste do estado de São Paulo, o centro e o oeste do estado do Espírito Santo e leste do estado do Paraná. O litoral atlântico apresentou *pixels* de alta probabilidade, no litoral do estado de São Paulo.

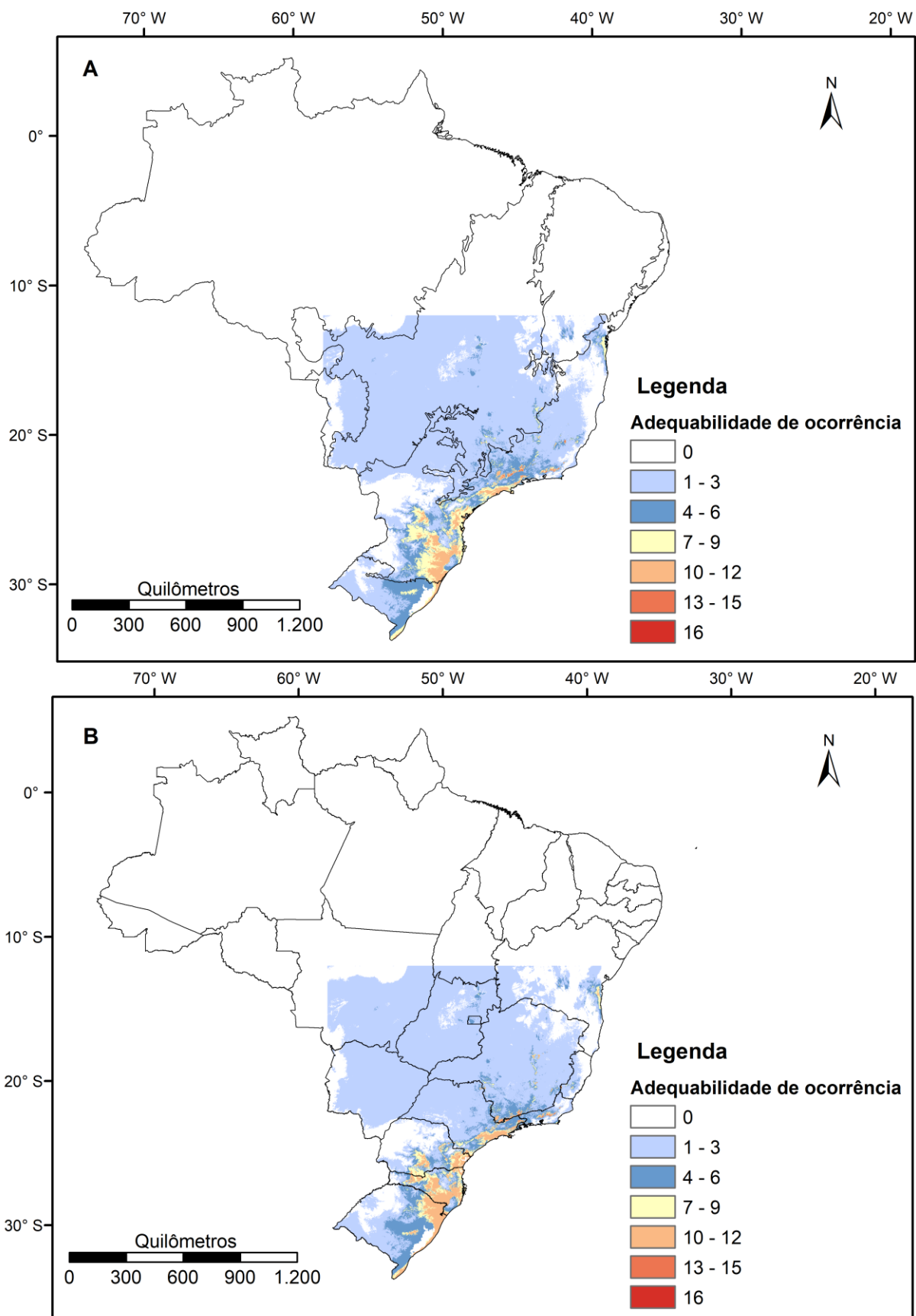


Figura 23: Hotspots de adequabilidade para as espécies endêmicas do Brasil, evidenciando as áreas de maior ocorrência por Domínio Fitogeográfico (A) e por estado do Brasil (B).

As unidades de conservação e os valores de probabilidade de cada unidade são apresentados nas tabelas 2 e 3. Dentre as 291 Unidades de Conservação usadas nas análises 218 apresentaram *pixels* de adequabilidade (> 1), o que corresponde à cerca de 74% das UC's presentes na Floresta Atlântica. Destas, 68 estão inseridas nas categorias de Uso Sustentável e 150 na categoria de Proteção Integral. A probabilidade de ocorrência entre as UCs variou de 0 a 16 (valor do *pixel*), evidenciando que em determinados locais existe a possibilidade de ocorrer todas as 16 espécies estudadas. A amplitude variou de 0 a 15, demonstrando a variabilidade de probabilidade (valor dos *pixels*) dentro de cada unidade. As correlações entre as áreas das UC's com o valor máximo do *pixel*, a amplitude e a variabilidade foram significativas e positivas para as unidades de proteção integral e de uso sustentável, demonstrando uma importância entre o tamanho da área protegida (Tabela 4).

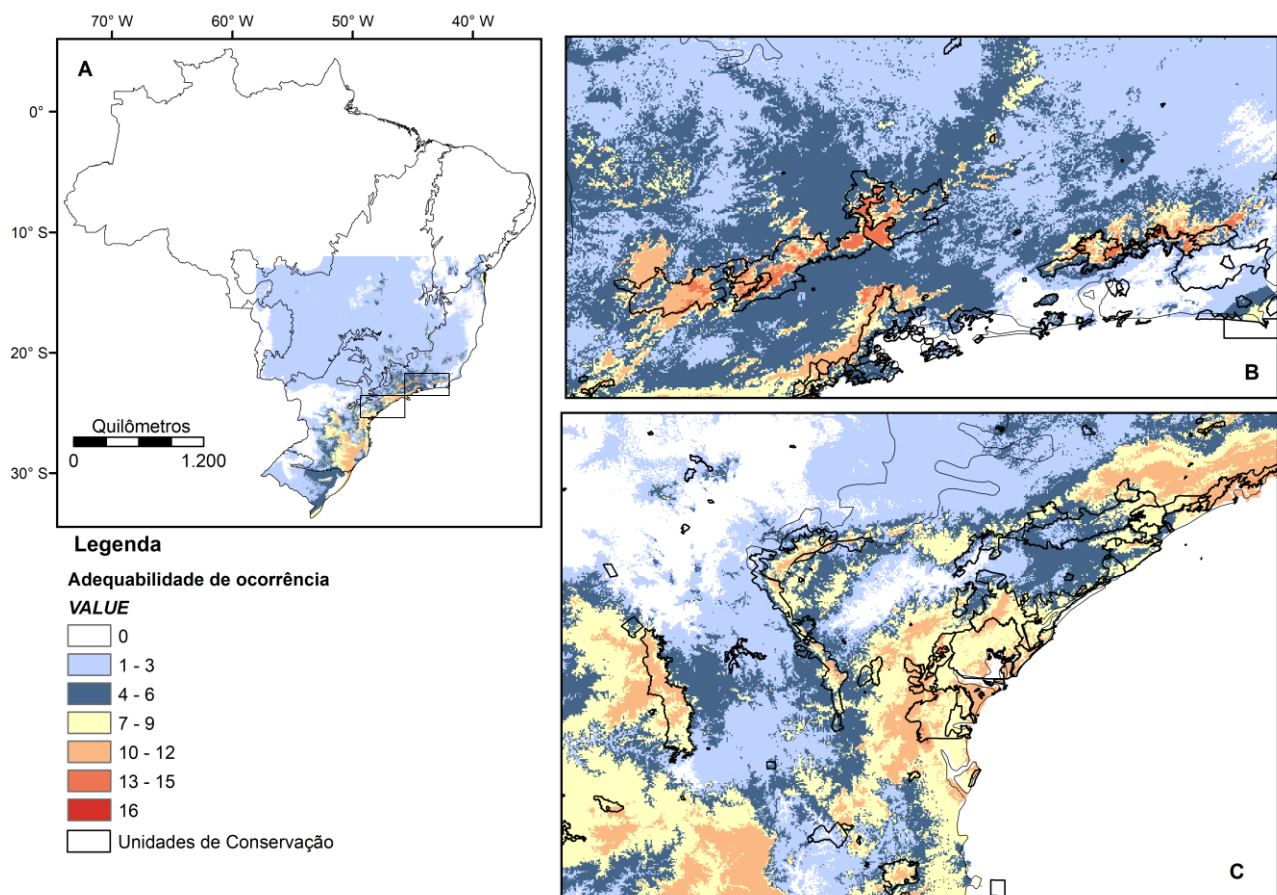


Figura 24: Hotspots de adequabilidade para as espécies endêmicas do Brasil, destacando probabilidades de ocorrência nas Unidades de Conservação.

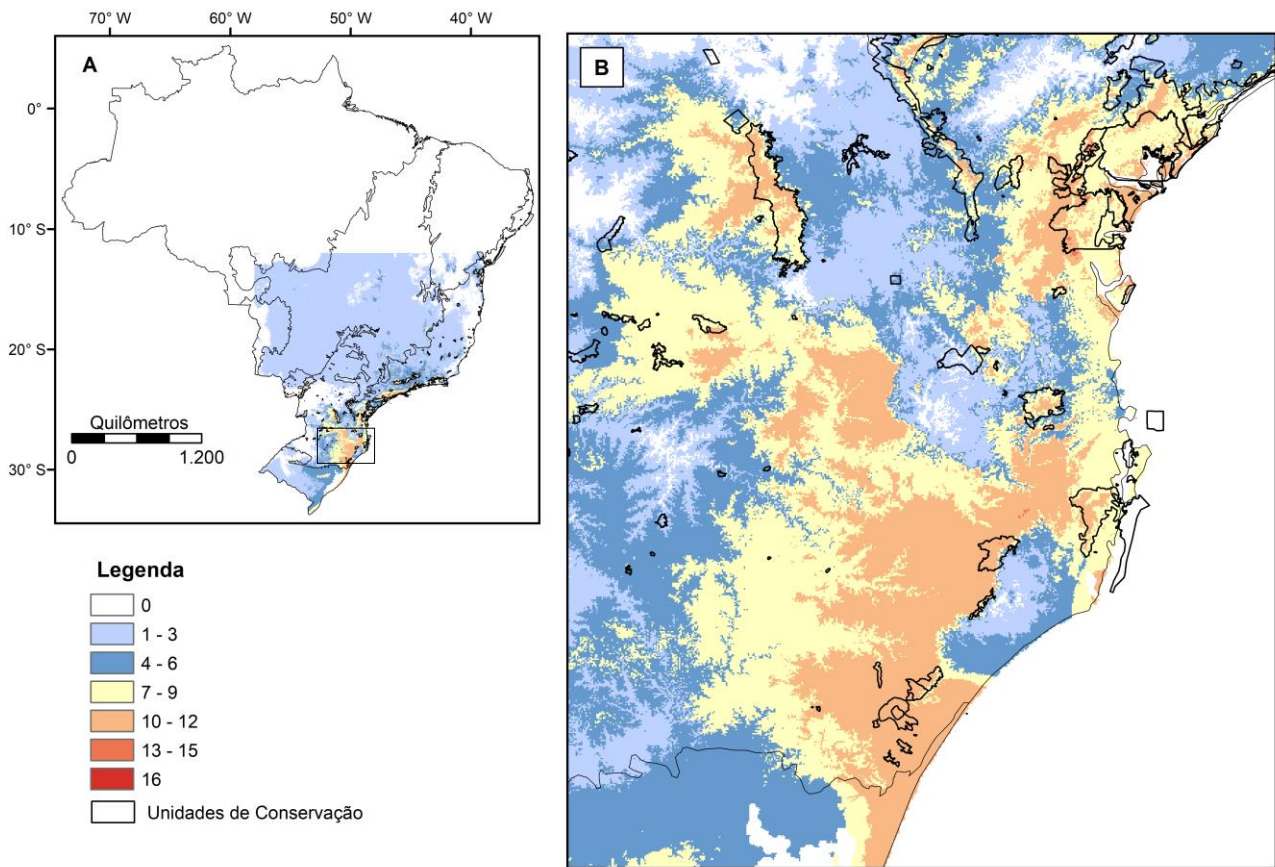


Figura 25: Hotspots de adequabilidade para as espécies endêmicas do Brasil, destacando probabilidades de ocorrência nas Unidades de Conservação.

Tabela 2: Valores dos *pixels* e a área das Unidades de Conservação de uso sustentável. NP = Número de *pixels*; MAX = Valor do *pixel* máximo encontrado nas UC's; AMP = amplitude de *pixels* dentro das UC's; VAR = Variabilidade de *pixels* nas UC's; ÁREA = área das UC's em Km²; APA = área de proteção ambiental; ARIE = Área de Relevante Interesse Ecológico; FLOES = Floresta Estadual; FLONA = Floresta Nacional; RESEX = Reserva Extrativista.

Nome	NP	MAX	AMP	VAR	ÁREA
APA Águas Vertentes	611	11	9	10	725.4392
APA Anhatomirim e Baía Norte	7	9	1	2	123.6172
APA Baía de Camamu	615	9	4	5	1028.214
APA Cachoeira das Andorinhas	194	12	10	11	229.4377
APA Caminhos Ecológicos da Boa Esperança	838	9	8	9	1146.969
APA Costa de Itacaré/Serra Grande	428	9	6	6	557.482
APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado	1324	12	12	13	1535.936
APA da Baleia Franca	3	8	0	1	543.7923
APA da Escarpa Devoniana	2266	11	11	12	2545.956
APA da Floresta do Jacarandá	5	11	5	5	9.3886
APA da Região Serrana de Petrópolis	451	14	12	13	518.9297
APA da Serra da Esperança	1844	10	9	10	2047.333
APA da Serra da Mantiqueira	3401	15	13	14	3923.036
APA da Serra de Sapiatiba	51	6	4	5	60.6827
APA da Serra do Mar	1898	10	7	8	2146.208
APA da Serra do Mar - Núcleo Curucutu	51	11	4	5	52.5819
APA da Serra do Mar - Núcleo Pedro de Toledo	162	10	5	6	180.7957
APA de Cairuçú	233	10	7	7	322.0379
APA de Cananéia-Iguape e Peruíbe	1021	10	7	8	1265.382
APA de Goiapaba-Açu	28	2	2	3	36.133
APA de Guapi-Mirim	55	2	2	3	121.7859
APA de Guaratuba	1203	14	7	8	1341.12
APA de Macaé de Cima	272	14	13	14	315.5609
APA de Mangaratiba	210	12	12	12	248.1032
APA de Massambaba	61	6	5	6	109.9806
APA de Mestre Álvaro	20	2	2	3	25.6992
APA de Tamoios	62	5	5	6	103.7332
APA do Gericono-Mendanha	68	7	7	8	80.8835
APA do Pau Brasil	12	7	2	3	107.4568
APA do Rio Irai	93	11	3	4	105.7588

APA do Rio Passauna	134	10	4	5	154.8884
APA do Rio Pequeno	56	11	1	2	62.757
APA do Rio Piraquara	53	11	2	3	62.7669
APA do Rio Verde	134	10	4	5	147.9775
APA dos Frades	26	15	10	9	31.6391
APA Fernão Dias	1569	15	13	14	1807.377
APA Guaraqueçaba	1769	12	5	6	2427.073
APA Lago de Pedra do Cavalo	479	2	2	3	688.6137
APA Lagoa Encantada e Rio Almada	798	8	8	9	996.7861
APA Pratigi	660	10	8	9	955.1686
APA Rota do Sol	305	11	1	2	330.4908
APA Sapucaí - Campos do Jordão	175	13	9	10	201.6819
APA Seminário Menor de Mariana	4	6	3	2	3.357
APA Serra do Mar	493	14	7	8	558.2927
APA Serra São José	62	6	4	4	71.3401
APA Tinharé Boipeba	32	6	2	3	320.7921
ARIE de São Domingos	1	3	0	1	0.4026
ARIE Serra da Abelha - Rio da Prata	15	4	4	4	15.5526
FLOES de Santana	1	2	0	1	2.396
FLOES do Palmito	5	12	2	3	5.3696
FLOES Edmundo Navarro	21	4	2	3	22.3384
FLOES Manduri	12	2	1	2	14.9826
FLOES Piraju	8	2	2	3	6.8424
FLONA Açungui	5	6	3	4	5.627
FLONA Chapecó	12	7	3	4	16.0191
FLONA de Canela	5	10	0	1	5.6418
FLONA de Ibirama	4	4	1	2	5.3388
FLONA de Ipanema	48	5	2	3	54.1302
FLONA de Lorena	1	4	0	1	2.519
FLONA de Pacotuba-Cafundó	265	10	10	8	309.0709
FLONA Irati	31	4	1	2	37.7692
FLONA Mário Xavier	4	1	1	2	4.9922
FLONA Passa Quatro	2	5	0	1	3.3897
FLONA Passo Fundo	11	6	2	3	13.3414
FLONA São Francisco de Paula	17	10	0	1	16.1803
FLONA Três Barras	42	6	4	5	44.5799
RESEX do Mandira	9	7	0	1	11.8303
RESEX Pirajubaé	5	8	0	1	17.1821

Tabela 3: Valores dos *pixels* e a área das Unidades de Conservação de proteção integral. NP = Número de *pixels*; MAX = Valor do pixel máximo encontrado nas UC's; AMP = amplitude de *pixels* dentro das UC's; VAR = Variabilidade de *pixels* nas UC's; ÁREA = área das UC's em Km²; ESEC = Estação Ecológica; PE = Parque Estadual; PN = Parque Nacional; REBIO = Reserva Biológica; RVS = Refúgio de vida silvestre.

Nome	NP	MAX	AMP	VAR	ÁREA
ESEC Angatuba	12	4	1	2	13.6851
ESEC Aratinga	56	10	0	1	58.8743
ESEC Bananal	8	13	4	4	8.5749
ESEC Caetetus	19	3	2	3	22.5982
ESEC Chaúas	24	7	1	2	26.5561
ESEC Córrego dos Fechos	4	7	3	3	5.5678
ESEC Corumbá	2	2	0	1	3.4867
ESEC da Guanabara	7	2	2	3	19.6669
ESEC da Ilha do Mel	11	11	0	1	29.5798
ESEC da Mata Preta	57	9	3	4	65.682
ESEC de Aracuri-Esmeralda	3	9	0	1	2.7725
ESEC de Carijós	4	8	0	1	7.6209
ESEC de Guaraqueçaba	22	10	3	3	53.8243
ESEC de Guaxindiba	32	1	0	1	33.3136
ESEC de Tamoios	6	4	1	2	213.7897
ESEC do Bracinho	45	10	5	6	47.5228
ESEC do Caiuá	12	1	1	2	15.5762
ESEC do Guaraguaçu	9	11	0	1	11.9237
ESEC do Mico Leão Preto	58	1	0	1	63.3306
ESEC do Paraíso	42	12	11	7	49.9803
ESEC Fernandes Pinheiro	5	4	1	2	5.1389
ESEC Juréia-Itatins	683	12	8	9	798.878
ESEC Mar de Espanha	2	4	0	1	1.8995
ESEC Mata do Cedro	9	2	1	2	9.6195
ESEC Mata dos Ausentes	8	3	2	3	9.9144
ESEC Mogi Guaçu	9	3	0	1	9.9429
ESEC Tripuí	3	7	1	2	4.5161
ESEC Wenceslau Guimarães	22	7	4	5	24.9092
PE Aguapeí	78	2	1	2	90.5779
PE Alberto Löfgren	2	7	0	1	1.8595
PE Campina do Encantado	26	5	2	3	31.385
PE Campos do Jordão	73	13	7	4	82.1384
PE Cantareira	65	12	6	7	76.7394
PE Carlos Botelho	352	9	6	7	403.2304
PE da Graciosa	12	13	3	4	569.3583
PE da Ilha Grande	33	7	7	8	43.5593
PE da Mata São Francisco	6	1	1	2	6.7653
PE da Pedra Branca	107	7	7	8	127.0306
PE da Serra da Baitaca	27	13	4	5	30.1771
PE da Serra da Concórdia	11	5	2	3	9.7538
PE da Serra da Tiririca	15	5	5	4	22.9983
PE da Serra do Tabuleiro	835	12	5	6	929.9369

PE da Serra Furada	11	11	6	6	13.4355
PE das Araucárias	5	5	2	3	6.2062
PE das Lauráceas	244	11	11	12	278.695
PE de Pedra Azul	8	14	6	5	9.9777
PE de Campinhos	2	10	3	2	2.0904
PE de Forno Grande	7	14	1	2	8.0777
PE de Ibicatu	1	1	0	1	0.8159
PE de Mata das Flores	2	2	1	2	2.8657
PE de Palmas	1	8	0	1	1.8038
PE de Rondinha	8	3	2	3	10.1398
PE de Vila Velha	29	8	5	5	32.6865
PE do Acarai	43	10	1	2	61.5566
PE do Bogaçu	50	10	2	3	59.6689
PE do Caracol	1	10	0	1	0.6496
PE do Caxambu	9	9	3	4	11.1044
PE do Desengano	188	14	14	15	218.2328
PE do Espigão Alto	15	5	2	3	14.3995
PE do Ibitiriá	5	9	1	2	5.1925
PE do Ivinhema	465	1	1	2	529.1359
PE do Lago Azul	38	1	1	2	44.9542
PE do Monge	3	9	2	3	3.6439
PE do Pau-Oco	6	10	1	2	6.5927
PE do Penhasco Verde	3	1	1	2	3.0502
PE do Pico Marumbi	20	14	6	6	20.7147
PE do Rio da Onça	1	10	0	1	1.326
PE do Rio Doce	306	2	0	1	365.8643
PE do Rio Guarani	17	1	1	2	21.1285
PE do Tainhas	42	10	1	2	50.8271
PE do Turvo	152	1	1	2	169.7955
PE dos Três Picos	416	16	15	16	470.9468
PE Ecológico Embu-Guaçu	1	9	0	1	1.2887
PE Fritz Plaumann	5	1	0	1	7.2517
PE Guarapiranga	3	9	2	2	2.5198
PE do Ibitipoca	15	12	6	5	15.3214
PE Ilha Bela	218	13	7	8	295.315
PE Ilha do Cardoso	101	10	3	4	131.3333
PE Intevales	364	12	12	13	403.5992
PE Itacolomi	66	12	11	11	76.3395
PE Jacupiranga	1337	12	12	13	1491.206
PE Jaraguá	5	8	2	3	4.9189
PE Juquery	18	6	3	4	19.9194
PE Jurupará	235	11	6	7	263.8602
PE Mananciais	6	14	2	3	5.2183
PE Marinho do Aventureiro	1	3	0	1	18.0764
PE Morro do Diabo	327	1	1	2	365.6354
PE Nova Baden	3	6	3	2	2.1549
PE Paulo de Faria	6	3	1	2	4.3522
PE Pico do Itambé	41	13	8	8	48.0527

PE Pico Paraná	40	14	5	6	43.4589
PE Porto Ferreira	7	3	2	3	6.8479
PE Professor José Wacchowicz	2	5	0	1	1.108
PE Rio Canoas	10	7	1	2	11.3525
PE Rio Corrente	43	2	0	1	52.7155
PE Rio do Peixe	67	1	0	1	77.1806
PE Roberto Ribas Lange	27	14	5	5	30.353
PE Serra do Brigadeiro	113	13	9	10	134.0868
PE Serra do Conduru	83	9	2	3	96.6753
PE Serra do Mar-N. Caraguatatuba	377	12	6	7	429.4327
PE Serra do Mar-N. Cubatão	588	13	4	5	667.874
PE Serra do Mar-N. Cunha-Indaiá	66	11	2	3	75.7558
PE Serra do Mar-N. Curucutu	247	11	4	5	279.2225
PE Serra do Mar-N. Pedro de Toledo	441	10	5	6	497.1554
PE Serra do Mar-N. Picinguaba	444	11	8	9	508.9715
PE Serra do Mar-N. Santa Virgínia	148	13	7	7	164.5709
PE Serra do Mar-N. São Sebastião	290	13	6	7	337.8251
PE Serra do Papagaio	198	15	10	11	231.8717
PE Serra Negra	123	11	10	10	142.1906
PE Serra Rola-Moça	35	7	3	4	40.8631
PE Sete Salões	112	3	2	3	136.6136
PE Turístico Alto do Ribeira	312	8	8	9	359.0881
PE Vassununga	18	3	1	2	20.4159
PE Xixová-Japuí	4	13	2	3	5.5804
PN da Restinga de Jurubatiba	116	1	1	2	151.7218
PN da Serra da Bocaina	730	14	12	13	938.9633
PN da Serra do Itajaí	520	10	7	8	575.3614
PN da Serra dos Órgãos	94	15	11	11	106.5079
PN da Serra Geral	163	10	2	3	173.4254
PN da Tijuca	30	9	8	9	35.0949
PN das Araucárias	115	9	1	2	128.5345
PN de Aparados da Serra	122	10	1	2	131.3633
PN de Caparaó	277	16	14	15	323.9997
PN de Saint-Hilaire/Lange	224	13	5	6	252.9953
PN de São Joaquim	393	13	11	12	428.7196
PN do Iguaçu	1467	2	2	3	1696.982
PN do Superagui	229	12	4	5	340.027
PN dos Campos Gerais	192	10	8	9	213.4276
PN dos Pontões Capixabas	151	2	2	3	178.5981
PN Itatiaia	244	15	10	11	284.0594
PN Restinga de Pontal	2	11	0	1	6.734
REBIO Augusto Ruschi	28	4	2	2	36.496
REBIO da Canela Preta	17	10	2	3	18.3481
REBIO da Mata Escura	432	5	5	6	520.7656
REBIO da Serra Geral	42	10	0	1	48.5707
REBIO Darcy Ribeiro	41	3	3	4	48.8723
REBIO das Araucárias	136	4	2	3	149.5356
REBIO de Araras	15	14	2	3	21.6324

REBIO de Duas Bocas	27	2	2	3	31.6248
REBIO de Una	91	6	4	5	109.3827
REBIO do Aguai	69	12	9	9	74.6619
REBIO do Ibicuí Mirim	6	3	1	2	5.6714
REBIO do Sassafrás	42	10	6	7	47.35
REBIO do Tinguá	215	13	11	12	252.0441
REBIO e Arqueológica de Guaratiba	27	1	1	2	36.5313
REBIO Estadual da Praia do Sul	25	5	3	4	34.8098
REBIO Lapinha	3	2	0	1	3.737
REBIO Mata Paludosa	1	10	0	1	1.1703
REBIO União	27	1	1	2	29.7762
RVS Campos de Palmas	143	10	2	3	162.9046

Tabela 4: Valores de significância e da correlação de Spearman, entre as variáveis propostas e as áreas das Unidades de conservação separadas por tipos. Na primeira coluna, são apresentados os valores entre probabilidade máxima de ocorrência das espécies e a área. Na segunda coluna, os valores da correlação entre a amplitude dos *pixels* pela área. Na terceira coluna, a variabilidade dos *pixels* pela área.

Tipo de Unidade de Conservação	Probabilidade máxima		Amplitude		Variabilidade	
	p-valor	R	p-valor	R	p-valor	R
Uso Sustentável	5.07E-07	0.56	4.89E-11	0.69	2.27E-12	0.72
Proteção integral	0.00001	0.30	6.77E-15	0.57	1.55E-17	0.62

5. Discussão

5.1 O efeito museu, um problema para estudos ecológicos, mas uma solução para o conhecimento da brioflora

As 868 espécies consideradas nas análises de distribuição correspondem a cerca de 98% das espécies conhecidas para o país e representam um marco do conhecimento de musgos e um direcionamento para estudos florísticos do grupo no Brasil. Esses dados demonstram os registros disponíveis nas bases de dados e publicações recentes. Segundo as listas de espécies recentes, referentes à última década, as espécies de musgos para o Brasil poderiam variar entre 880 e 892 táxons (Costa & Luiz-Ponzo 2010; Costa et al. 2011; Costa & Peralta 2015). Costa & Peralta (2015) afirmam que essas variações entre as listas são pequenas e ocorrem por conta de revisões taxonômicas que geram sinonimização de nomes e, por sua vez, a mudança no número de espécies aceitas.

Embora o número de espécies no presente trabalho esteja abaixo do menor valor relacionado nos estudos supracitados, deve-se ressaltar que os dados referem-se somente às espécies que possuem registros de coletas que possibilitaram a extração das coordenadas. Desta forma, vemos que nem todas as espécies conhecidas para o Brasil possuem a informação do local da coleta. Para briófitas em geral, a coleta de espécies associadas é comum (Rydin 2009), quando estes dados são inseridos no *software* Brahms, que realiza o manejo de dados das coleções, ocorre uma limitação. No Brahms, não é permitido inserir mais de um nome específico por acrônimo de herbário, assim, quando incide mais de uma espécie por amostra e somente uma espécie é registrada, a informação na base de dados torna-se perdida. Entretanto, não significa que a espécie não ocorre em uma determinada área, apenas o seu registro não fica disponível, em uma base de dados *online*. Os dados disponíveis na base *SpeciesLink*, mostram que de 883 espécies, 160 não apresentam registros na plataforma, 282 possuem um a cinco registros, 194 possuem seis a 20 registros e somente 247 possuem mais de 20 registros dentro da base de dados (<http://lacunas.inct.florabrasil.net/2013/index>). Estes dados demonstram que cerca de 73% das espécies citadas para o país possuem menos de seis registros. Isto está de acordo com as análises de registros realizadas, sugerindo que a amostragem para os musgos no Brasil é baixa. Este resultado evidencia uma necessidade de aumento na intensidade de coletas e a ampliação da disponibilidade desses registros nos bancos de dados.

As áreas de maior riqueza no país apresentam contradições, entre áreas mais ricas e mais amostradas. O Domínio da Floresta Atlântica foi observado como distintamente o mais rico, principalmente nas regiões montanhosas, assim como citado na literatura (Costa & Peralta 2015). Isto é justificado por vários fatores favoráveis ao estabelecimento de espécies de briófitas que são

encontradas dentro do Domínio como: a variedade de *micro-habitats*, o mosaico topográfico (gradiente altitudinal) e a elevada disponibilidade hídrica (níveis altos de pluviosidade e umidade) (Costa & Peralta 2015; Batista & Santos 2016). O Domínio apresenta não somente a maior riqueza de musgos, como briófitas em geral, angiospermas, samambaias e grupos de animais (Myers et al. 2000; Stehmann et al. 2009; Werneck et al. 2011; Both et al. 2014; Cacello et al. 2014; Costa & Peralta 2015), sendo assim considerado uma das principais áreas para a conservação no mundo (Mittermeier et al. 2004).

Entretanto, áreas que apresentam maior riqueza são também aquelas que apresentaram um maior número de registros. São ainda aquelas que correspondem, de modo geral, à área de atuação dos herbários que abrigam as maiores coleções de briófitas e os maiores centros de pesquisas, como o Herbário da Universidade de Brasília (UB), o Instituto de Botânica de São Paulo (SP), o Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB), juntamente com a presença de um pesquisador especializado em taxonomia de briófitas. É evidenciado fortemente o viés de amostragem nesse resultado, denominado “Efeito Museu” (Ponder et al. 2001), que implica em um maior número de espécies em áreas próximas a instituições especializadas. O viés de amostragem ocorre em diferentes grupos e em diferentes partes do mundo: aves no continente Europeu e Asiático (Boakes et al. 2010), invertebrados terrestres (Ponder et al. 2001), coleópteros na Espanha (Hortal et al. 2008), aranhas e Angiospermas, também na Floresta Atlântica, nas áreas similares à este trabalho (Werneck et al. 2011, Oliveira et al. 2017).

As pesquisas taxonômicas são descoordenadas, no sentido de uma ausência de um senso comum sobre diretrizes de pesquisas florísticas e, tendem a examinar repetidamente (“insistência taxonômica”) algumas localidades e tipos de paisagem que são previamente reconhecidos como tendo alta riqueza de espécies, criando distorções nos dados (Soberón & Peterson, 2004; Moerman & Estabrook 2006; Sastre & Lobo 2009). Segundo os autores, a sobre-amostragem próxima às instituições ocorre por razões de eficiência, logística e conveniência. As distorções causam problemas de precisão nas representações geográficas de riqueza de espécies geradas pela utilização das informações taxonômicas e distribucionais individualmente compiladas pelos taxonomistas (Sastre & Lobo 2009). Para briófitas, as pesquisas tendem a serem direcionadas às áreas com alta umidade, por apresentarem maior disponibilidade hídrica e proporcionarem um fator de menor estresse, permitindo assim o estabelecimento de um maior número de espécies (Glime 2017c), assim como áreas de montanhas, que apresentam diferentes gradientes ambientais, possibilitando o estabelecimento de diferentes microclimas e uma riqueza maior de briófitas (Batista & Santos 2016; Amorim et al. 2017; Santos et al. 2017). Além disso, os valores de riqueza são relacionados com áreas que apresentam algum tipo de proteção, como Unidades de Conservação de diferentes categorias. Isto se justifica pelos fatores já mencionados por Werneck et al. (2011) e, principalmente, por serem áreas com maior grau de conservação, ocasionando menor perturbação antrópica e possibilidade de encontrar uma flora mais intacta.

Assim, a riqueza de musgos no Brasil é influenciada também pelo viés de amostragem e pode acarretar problemas potenciais para estudos ecológicos. Contudo, a amostragem de musgos foi baixa na maior parte do Brasil, podendo ser solucionada difundindo e/ou corrigindo os efeitos mencionados. Com os recentes cortes realizados para os recursos de fomentos à pesquisa no Brasil (Angelo 2016; 2017), o conhecimento da Biodiversidade, e aí estão incluídos os musgos, pode se tornar inexequível que, somado às alterações do Código Florestal (Meira et al. 2016), o desmatamento e à mineração (Roriz et al. 2017), pode gerar perdas irremediáveis. Deste modo, a deficiência de amostragem pode ser retificada, trazendo os vieses para as áreas de “riqueza muito baixa”. No estudo realizado com cinco espécies de *Metzgeria* Raddi, um gênero de hepáticas, apenas 49% da amplitude potencial de distribuição é coberto por florestas (Barros et al. 2012). Segundo os autores, deste percentual, nem todos os fragmentos que possuem altas áreas de adequabilidade, apresentam registros e são considerados florestas com potencial de ocorrência que ainda são inexplorados.

As áreas que apresentam deficiência na disponibilidade de dados nas bases, como o centro sul do estado do Pará e o sudeste do Amazonas, que correspondem ao Domínio Amazônico, são regiões que necessitam ativamente da instalação de centros de pesquisas. Devido à sua grande extensão e dificuldades de acessos a diferentes pontos de coleta, a logística torna o trabalho de campo de alto custo. Assim, a instalação de centros de pesquisa nessas áreas elevaria o número de registros, ampliando o conhecimento da flora local (Moerman & Estabrook 2006). Segundo Costa & Peralta (2015), quando comparadas à riqueza de espécies de briófitas em 2010 (Costa & Luiz-Ponzo 2010), com exceção do estado do Piauí, todos os demais estados tiveram aumento no número de espécies de briófitas. Isto demonstra o aumento do número de espécies, mediante ao aumento do número de especialistas e alocação dos demais. Assim como para Angiospermas na Floresta Atlântica, os inventários mais representativos devem ser expandidos em áreas mal amostradas (Werneck et al. 2011). Acredita-se que, se ordenadas as pesquisas taxonômicas (Sastre & Lobo 2009), a tendência é que ocorra otimização dos estudos florísticos e aproximação do conhecimento da distribuição real para as espécies de musgos.

5.2 O endemismo de espécies de musgos para o Brasil

As áreas de endemismo para o Brasil apresentam congruências com os demais grupos de plantas e estão localizadas em áreas formadas por eventos geológicos, como as cadeias de montanhas (Werneck et al. 2011; Menini Neto et al. 2016). Contudo, a ausência de dados obtidos pode ser justificada pela insuficiência amostral nas diferentes regiões do Brasil, tanto por lacunas de coletas quanto pela escassez de dados digitalizados.

Apesar do viés de amostragem afetar a compreensão da distribuição de organismos (Ponder et al. 2001; Boaks et al. 2010), foi possível diagnosticar uma área de endemismo para

musgos, pelos dados disponíveis hoje no Brasil. A localidade representada pelo Parque Nacional da Chapada Diamantina e o Espinhaço Setentrional é conhecida pela variedade de fitofisionomias por apresentar elementos abióticos de três Domínios Fitogeográficos, Floresta Atlântica, Cerrado e Caatinga (Giulietti & Pirani 1988; Fiaschi & Pirani 2009). Essa variedade de fitofisionomias, em especial os campos rupestres, encontrados na região, apresenta altas taxas de endemismo, para diferentes famílias de angiospermas, como Asteraceae, Bromeliaceae, Cactaceae, Eriocaulaceae, Melastomataceae, Orchidaceae, Velloziaceae, Xyridaceae (Prance 1982; Conceição et al. 2005; Conceição & Pirani 2007). Valente et al. (2013) citam quatro espécies de musgos do gênero *Sphagnum* L. restritas à Chapada Diamantina. São relatados também diversos grupos de animais endêmicos para a região, como: peixes, anfíbios, répteis (lagartos e serpentes), mamíferos (roedores e morcegos) e insetos (abelhas, vespas, besouros e moscas) (Rocha et al. 2005). Morrone (2008) afirma que fatores abióticos e bióticos são parte da explicação para a limitação na distribuição dos táxons, aliados aos eventos geológicos históricos que sugerem como os táxons ficam confinados às suas áreas atuais. O padrão de deformação registrado nos metassedimentos do Supergrupo Espinhaço, incluindo todos os seus segmentos, em especial a porção Setentrional e Chapada Diamantina, seria resultante do evento orogenético (formação da cadeia) Espinhaço (Chemale Jr. et al. 2011). Tal evento pode ter influenciado no isolamento das espécies, justificando assim a área de endemismo encontrada.

As áreas potenciais de endemismo, tomadas por duas ou mais quadrículas próximas, com apenas uma espécie endêmica, estão localizadas no centro e sul do Espírito Santo, na região de divisa dos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais e São Paulo e na região litorânea do Paraná. As áreas estão inseridas em cadeias de montanhas que compõem a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira, correspondendo à parte litorânea e do interior do Domínio da Floresta Atlântica (Fiaschi & Pirani 2009). Na Floresta Atlântica, são registrados 242 táxons de briófitas endêmicas (Costa & Peralta 2015) e segundo a base de dados *on-line* da Flora do Brasil, 172 espécies de musgos são restritas a este Domínio. Nessas áreas, são conhecidos diversos grupos com altas taxas de endemismo como Angiospermas lenhosas (Prance 1982) e epífitas (Menini Neto et al. 2016). São conhecidos também diversos grupos de animais vertebrados (Silva et al. 2004; Martins 2011; Carnaval et al. 2014) e artrópodes (Sigrist & Carvalho 2008; DaSilva & Pinto-da-Rocha 2011).

Vale destacar a área em potencial de endemismo diagnosticada no centro do estado de Minas Gerais, composta pela porção meridional da Cadeia do Espinhaço, que apresentam uma transição entre o Cerrado e Floresta Atlântica, que por sua vez proporcionam características florísticas mistas entre os Domínios (Fiaschi & Pirani 2009), e pela porção noroeste da Serra da Mantiqueira. Nestas cadeias de montanhas estão localizadas diversas Unidades de Conservação, em especial o Parque Nacional da Serra do Cipó (na Cadeia do Espinhaço) e o Parque Estadual do Ibitipoca (na Serra da Mantiqueira), locais onde existem estudos de briófitas e destacam as espécies endêmicas para a região (Yano & Peralta 2011; Luizi-Ponzo et al. 2013).

Também merece destaque a área em potencial da Região Centro-Oeste do Brasil, nas quadrículas presentes no Distrito Federal e o norte do Estado de Goiás, onde estudos demonstram que a região apresenta espécies de *Mimosa* endêmicas para o local (Simon & Proença 2000). Para o Domínio do Cerrado, são conhecidas apenas 30 espécies de musgos endêmicos (Flora do Brasil 2020), entretanto o número de pesquisas brioflorísticas que envolvem o Domínio é muito menor, quando comparado à Floresta Atlântica. Contudo, o Domínio apresenta uma grande variedade de fitofisionomias, incluindo áreas com altitude elevada e formações florestais úmidas (Batalha 2011), que favorecem o crescimento de briófitas (Proctor 2009). Vale ressaltar alguns dos trabalhos que fomentaram o conhecimento da flora de briófitas do Cerrado nesta década: Soares & Guimarães 2010; Pinheiro et al. 2012; Lima & Rocha 2015; Souza & Câmara 2015; Rios et al. 2016. O aumento de pesquisas no Domínio pode alterar esses números, fornecendo maior compreensão sobre a distribuição das espécies no Cerrado.

De maneira geral, as áreas de endemismo de musgos para o Brasil estão presentes em uma série de cadeias de montanhas, regiões de refúgio (Carnaval & Moritz 2008). De modo semelhante, altas taxas de endemismo são relatadas para briófitas em montanhas no mundo, como o norte da Cordilheira dos Andes e a Cordilheira do Himalaia e suas proximidades (Tan & Pócs 2000). As montanhas neotropicais se sobressaem por sua alta riqueza e endemismo de plantas, com destaque para as Florestas Montanas da América do Sul (Martinelli 2007). Tanto a Cadeia do Espinhaço nas porções meridionais e setentrional, quanto as áreas montanhosas da Floresta Atlântica, como a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira, são áreas de elevada altitude (Fiaschi & Pirani 2009). As áreas de montanhas, em especial na Floresta Atlântica, são descritas como refúgios populacionais históricos durante o Pleistoceno (Carnaval & Moritz 2008, Martins 2011), no qual durante as oscilações climáticas e as glaciações ocorridas na época, geraram redução de florestas no globo (Whitmore & Prance 1987). Mas, as encostas das montanhas que vão de encontro ao mar permaneceriam úmidas por causa das chuvas orográficas, mesmo nas condições mais secas do Pleistoceno (Prance 1982), o que poderia fornecer condições favoráveis para o estabelecimento de briófitas.

Segundo a hipótese de Isolamento em Montanhas e a hipótese de refúgios para a Floresta Atlântica, remanescentes de floresta durante os períodos de oscilação climática no Pleistoceno, teriam como locais de divergência e especiação áreas de montanhas (Moreu 1966; Porto et al. 2013). Assim, esta ideia corroboraria a observação de áreas de endemismo de musgos. De qualquer modo, ambas as hipóteses são alopátricas e não se excluem. Determinados processos podem ter moldado ambos os padrões de especiação para diferentes táxons endêmicos nas áreas analisadas.

Mediante este fato, os modelos corroboram a limitação de espécies endêmicas em áreas de montanhas, principalmente na Floresta Atlântica. Dentre as espécies estudadas *Breutelia grandis*, *Itatiella ulei* e *Paranapiacabaea paulista* mostraram uma grande restrição de *habitats* dentro de áreas elevadas na Floresta Atlântica e, provavelmente, exclusivas do Domínio (exceto

B. grandis) corroborando as descrições sobre a distribuição dessas espécies (Griffin 1984; Buck & Vital 1992; Peralta & Yano 2010).

Da mesma forma, mas restrita ao Domínio da Amazônia, *Octoblepharum leucobryoides* apresentou limitação de similaridade ambiental, mas com ampliação de áreas diferentes dos únicos dois registros descritos para o Brasil (Yano 1993), que inclusive estão fora de Unidades de Conservação. Essas localidades onde foram registradas *O. leucobryoides* são os mesmos locais apontados como refúgios na Amazônia, baseados na densidade de registros de espécies arbóreas do gênero *Inga* Mill (Hopkins 2007). E como áreas de prováveis ocorrências pela similaridade ambiental, estão inseridas no refúgio de aves Madeira-Tapajós, proposto por Haffer (1969), no centro do Domínio Amazônico. As áreas com probabilidade de ocorrência ao leste do Amazonas, também foram descritas como o refúgio de Belém, por ambos os autores. Os resultados demonstram que os centros de endemismo, refúgios, para outras espécies na Amazônia, também são aplicados em musgos.

Ditrichum paulense, *Fissidens flabellatus*, *Itatiella riedeliana*, *Leiomela piligera*, *Mittenothamnium macrodontium*, *Orthostichopsis tijucae*, *Polytrichum angustifolium* e *Thuidium brasiliense* apresentam uma ampliação das suas possíveis áreas de ocorrência, em relação às distribuições conhecidas (Sehnem 1970; 1976; 1979; Peralta & Yano 2010; Bordin & Yano 2013; Soares & Câmara 2015; Vilas Bôas-Bastos & Bastos 2016), especialmente, nas regiões de alta adequabilidade no oeste da Floresta Atlântica. Essas distribuições potenciais mostraram-se atreladas, assim como outras espécies estudadas nas regiões montanhosas no Brasil, corroborando alto potencial endêmico desses locais (Martinelli 2007).

5.3 Uma abordagem conservacionista para áreas de endemismo de musgos na Floresta Atlântica

Um fato nos processos de sobrevivência de briófitas é que elas são dependentes de *habitats* naturais, como por exemplo, florestas primárias que provêm boa proteção, microclimas e substratos necessários para a colonização e diversificação (Tan & Pócs 2000). Assim, as Unidades de Conservação são, em teoria, as áreas naturais mais protegidas e restritas às ações antrópicas, fornecendo *habitats* ideais de estabelecimento do grupo. Os resultados mostraram que a maior parte das áreas de adequabilidade para as espécies endêmicas estudadas estão inseridas em Unidades de Conservação de proteção integral, assim como para o trabalho realizado para cinco espécies de *Metzgeria* Raddi, evidenciando que estas categorias de UCs apresentam maior probabilidade e ocorrência para as espécies, reforçando a necessidade de áreas com graus maiores de proteção (Barros et al. 2012). O estudo realizado por Silva et al. (2014), utilizando 10 espécies de musgos e hepáticas que ocorrem na Floresta Atlântica, reporta apenas 83 UCs com adequabilidade ambiental para as espécies de briófitas estudadas. Os

autores encontraram regiões de alta adequabilidade no Corredor Central, que abrange o litoral do estado da Bahia e estende até o estado do Espírito Santo. Os resultados corroboram os dados de Silva et al. (2014), pois foram encontrados, para várias espécies diferentes abordadas no presente estudo, áreas de adequabilidade ambiental no litoral do Estado da Bahia. Entretanto, as áreas que apresentam um consenso de adequabilidade e/ou probabilidade são influenciadas pelo número de espécimes e como estes estão distribuídos (Giannini et al. 2012). Desta forma, as áreas encontradas por Silva et al. (2014) não se contrapõem com o resultado obtido aqui, ao contrário, o trabalho complementa com as áreas para outras espécies propostas no estudo. Em ambos os estudos a região da Serra do Mar foi a que teve maior número de áreas com alta adequabilidade.

Silva et al. (2014) afirmam a necessidade de fortalecer o sistema de áreas de proteção, restaurando e mantendo a conectividade dos fragmentos por corredores ecológicos. Santos & Costa (2008) demonstram a importância das RPPNs para a conservação da brioflora por apresentar alta riqueza, reforçando a conservação da diversidade da brioflora e a proteção de remanescentes. Vale ressaltar que os resultados obtidos demonstraram que o tamanho da Unidade é altamente correlacionado com a probabilidade do número de ocorrências de espécies. Assim, a manutenção de Unidades maiores pode ser estimulada, com o intuito de aumentar as áreas proteção de maior riqueza de espécies.

Dentre 151 Unidades de Conservação de Proteção Integral que apresentaram *pixels* de adequabilidade para as espécies endêmicas, somente 10, cerca de 6%, apresentam levantamentos florísticos de briófitas: Parque Estadual da Pedra Azul (Silva 2011), Parque Estadual do Pico do Marumbi (Santos 2016), Parque Estadual da Ilha Bela (Yano & Peralta 2008), Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (Leoni & Tinte 2004), Parque Estadual da Serra do Mar (Santos et al. 2011; Visnadi 2013; Carmo et al. 2016), Estação Ecológica de Juréia-Itatins (Visnadi 2012), Luiz-Ponzo et al. 2013; Yano & Luiz-Ponzo 2014), Parque Estadual Intervalles (Visnadi 2015), Parque Estadual de Ilha Grande (Oliveira-e-Silva & Yano 2000a,b), Estação Ecológica Mogi-Guaçu (Visnadi 2004), Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Imbassahy et al. 2009). Algumas Unidades de Conservação não apresentam uma flora de briófitas publicada, mas uma grande representatividade de espécies difundidas em trabalhos de diferentes naturezas, como por exemplo, o Parque Nacional do Itatiaia, o Parque Nacional da Serra dos Órgãos e o Parque Nacional do Caparaó (Yano 2004; Peralta e al. 2008; Yano 2012; Yano 2015). Isto corrobora a lacuna no conhecimento das espécies de briófitas em áreas de proteção para o Brasil e assim áreas prioritárias para levantamentos florísticos.

As lacunas nas áreas de adequabilidade na Região Nordeste do país foram sugeridas por Silva et al. (2014) como áreas prioritárias para a realização de inventários e de estudos mais detalhados para criação de novas reservas. Silva & Pôrto (2009) afirmam que os remanescentes florestais na Região Nordeste do Brasil são altamente fragmentados e afetam assim a composição brioflorística em riqueza e diversidade, pelo agravamento do efeito de borda. A perda e degradação de *habitats* na Floresta Atlântica são as principais ameaças à brioflora (Costa &

Santos 2009), e a preservação dessas unidades é altamente importante, uma vez que muitos táxons que se encontram em Unidades de Conservação ainda são considerados como ameaçados ou vulneráveis, principalmente, por ocorrerem em *habitats* restritos e frágeis (Costa et al. 2005).

Orme et al. (2005) mostram que os *hotspots* globais para riqueza de espécies não apresentam a mesma distribuição geográfica das áreas de endemismo ou ameaçadas. Vanderpoorten & Hallingbäck (2009) não definem a Floresta Atlântica como um *hotspot* para briófitas, uma vez que os autores os definem com base em um único critério, que é a taxa de endemismo de espécies. Contudo, as definições nos trópicos devem ser observadas com cuidado, pois o conhecimento da brioflora em algumas regiões tropicais é escasso (Vanderpoorten & Hallingbäck 2009). Os resultados do presente trabalho mostraram que as áreas na Floresta Atlântica apresentam uma tendência a serem consideradas *hotspots* para musgos, corroborando ainda o fato das áreas de montanhas no Brasil serem consideradas prioritárias para criação de Unidades de Conservação e para realização de inventários biológicos (Martinelli 2007). Com estudos futuros de floras e revisões taxonômicas, as taxas de endemismo podem sofrer alterações tanto para mais quanto para menos (Vanderpoorten & Hallingbäck 2009). Assim, as áreas de concentração de endemismo no presente trabalho que possuem baixa amostragem ou ausência de registros indicadas para futuras coletas de musgos e potenciais para criação de Unidades de Conservação. As áreas de adequabilidade que possuem ocorrência de espécies, que estão inseridas em UCs, demonstram a necessidade da manutenção e ou expansão dessas áreas de proteção.

6. Conclusões

- A riqueza de musgos no Brasil apresenta uma intensidade amostral variada;
- As áreas da Floresta Atlântica apresentam maior riqueza e também maior esforço amostral, assim como a Região Sudeste do país;
- A riqueza de musgos no Brasil é influenciada pelo viés de amostragem, o denominado “Efeito Museu”, áreas que apresentam maior riqueza são também aquelas que apresentaram um maior número de registros;
- A instalação de centros de pesquisa e/ou pesquisadores em áreas de baixa amostragem elevaria o número de registros, ampliando o conhecimento da flora local;
- São necessárias maior inserção e disponibilidade e melhoria na qualidade dos dados de musgos nas bases de dados *on-line*;
- Se coordenadas as pesquisas taxonômicas, a tendência é que ocorra otimização dos estudos florísticos e aproximação do conhecimento da distribuição real para as espécies de musgos;
- As áreas de endemismo para o Brasil apresentam congruências com os demais grupos de plantas e são locais originados de eventos geológicos, como as cadeias de montanhas do Brasil;
- As Hipóteses de Refúgio e Isolamento de Montanhas corroboram o endemismo das espécies dos musgos brasileiros estudados;
- A Floresta Atlântica apresenta grande potencial de endemismo de espécies de musgos;
- Os modelos preditivos de distribuição de espécies permitiram indicar áreas com maior prioridade para coletas e conversação;
- As áreas de concentração de endemismo, para as espécies estudadas, são altamente atreladas às de cadeias de montanhas no Brasil;
- O tamanho da Unidade de Conservação pode influenciar na probabilidade de ocorrência de espécies endêmicas;
- As áreas de proteção de Uso Integral apresentam maior probabilidade de ocorrência das espécies endêmicas estudadas, por apresentar, em maioria, menor perturbação;
- É importante a ampliação da pesquisas em áreas mal amostradas e sem registros;
- São necessárias futuras coletas para melhor compreensão da distribuição das espécies de musgos no Brasil.

7. Referências bibliográficas

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*. 2006; 43(6): 1223–1232.

Alvez-Valles CM, Balslev H, Carvalho FA, Garcia-Villacorta R, Grandez C, Menini Neto LM. Endemism and conservation of Amazon palms. *Biodiversity and Conservation* 2017; 1-20.

Amorim ET. Estudo florístico e ecológico das briófitas da Serra Negra (Minas Gerais) e sua relação com outras áreas do sudeste do Brasil [dissertação]. Juiz de Fora (JF): Universidade Federal de Juiz de Fora; 2013.

Amorim ET, Carvalho FA, Santos ND, Luizi-Ponzo AP. Distribution of bryophytes in south-eastern Brazil: an approach on floristic similarity and environmental filtering. *Cryptogamie, Bryologie*. 2017; 38(1):3-17.

Angelo C. Brazil's scientists battle to escape 20-year funding freeze. *Nature*. 2016; 539: 480. doi:10.1038/nature.2016.21014

Angelo C. Brazilian scientists reeling as federal funds slashed by nearly half. *Nature*. 2017 Abril. doi:10.1038/nature.2017.21766

Araújo MB, New M. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*. 2007; 22(1): 42-47

Barros FSM, Siqueira MF, Costa DP. Modeling the potential geographic distribution of five species of *Metzgeria* Raddi in Brazil, aiming at their conservation. *The Bryologist*. 2012; 115(2): 341-349.

Batalha MA. O cerrado não é um bioma. *Biota Neotropica*. 2011; 11(1): 21-24.

Bates JW. Mineral nutrition and substratum ecology. In: Goffinet B, Shaw AJ, editores. *Bryophyte Biology*. New York: Cambridge University Press; 2009. p. 299-356.

Batista WVSM, Santos ND. Can regional and local filters explain epiphytic bryophyte distributions in the Atlantic Forest of southeastern Brazil? *Acta Botanica Brasilica*. 2016; 30(3): 462-472.

Bennett KD, Provan J. What do we mean by 'refugia'?. *Quaternary Science Reviews*. 2008; 27(27): 2449-2455.

Bisby FA. The quiet revolution: biodiversity informatics and the internet. *Science*. 2000; 289(5488): 2309-2312.

Boakes EH, McGowan PJ, Fuller RA, Chang-Ging D, Clark NE, O'Connor K, Mace GM Distorted views of biodiversity: spatial and temporal bias in species occurrence data. *PLoS biology*. 2010; 8(6): e1000385.

Bôas-Bastos SBV, Bastos CJP. Pterobryaceae Kindb. (Bryophyta) no Brasil. *Pesquisas, série Botânica*. 2016; 69: 13-72.

Bordin J, Yano O. Fissidentaceae (Bryophyta) do Brasil. *Boletim do Instituto de Botânica*. 2013; 22: 1-168.

Both C, Madalozzo B, Lingnau R, Grant T. Amphibian richness patterns in Atlantic Forest areas invaded by American bullfrogs. *Austral ecology*. 2014; 39(7): 864-874.

Breiman L. Random forests. *Machine Learning*. 2001; 45(1): 5–32.

Brown JH, Lomolino MV. *Biogeografia*. 2ª edição. Ribeirão Preto: Funpec; 2006.

Buck WR, Vital DM. *Paranapiacabaea paulista*, a new genus and species of Sematophyllaceae from southeastern Brazil. *Brittonia*. 1992; 44: 339–343.

Cancello EM, Silva RR, Vasconcellos A, Reis YT, Oliveira LM. Latitudinal variation in termite species richness and abundance along the Brazilian Atlantic Forest hotspot. *Biotropica*. 2014; 46(4): 441-450.

Canhos DA, Sousa-Baena MS, Souza S, Maia LC, Stehmann JR, Canhos VP, Giovanni R, Bonacelli MBM, Los W, Peterson AT. The importance of biodiversity e-infrastructures for megadiverse countries. *PLoS biology*. 2015; 13(7): e1002204.

Silva JMC, Sousa MC, Castelletti CHM. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. *Global Ecology and Biogeography*. 2004; 13(1): 85-92.

- Carmo DMD, Lima JSD, Amélio LDA, Peralta DF. Bryophytes in Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, São Paulo State, Brazil. *Hoehnea*. 2016; 43(2): 265-287.
- Carnaval AC, Moritz C. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography*. 2008; 35(7): 1187-1201.
- Carnaval AC, Waltari E, Rodrigues MT, Rosauer D, VanDerWal J, Damasceno R, Prates I, Strangas M, Spanos Z, Rivera D, Pie MR, Firkowski CR, Bornschein MR, Ribeiro LF, Moritz C. Prediction of phylogeographic endemism in an environmentally complex biome. *Proceedings of The Royal Society B*. 281(1792): 20141461.
- Carpenter G, Gillison AN, Winter J. DOMAIN: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation*. 1993; 2(6): 667–680.
- Chemale Jr F, Dussin IA, Martins M, Santos MN. Nova abordagem tectono-estratigráfica do Supergrupo Espinhaço em sua porção meridional (MG). *Geonomos*. 2011; 19(2): 173-179.
- Colinvaux PA, Oliveira PE. Amazon plant diversity and climate through the Cenozoic. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 2001; 166(1): 51-63.
- Conceição AA, Pirani JR. Diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mas riquezas similares. *Rodriguésia*. 2007; 58(1): 193-206.
- Conceição AA, Rapini A, Pirani JR, Giuliatti AM, Harley RM, Silva TR, Santos AK, Correia C, Andrade IM, Costa JAS, Souza LRS, Andrade MJG, Funch RR, Freitas TA, Freitas AMM, Oliveira AA. Campos Rupestres. In: Juncá FA, Funch L, Rocha W. *Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; 2005. p. 153-180.
- Conrad HS, Redfearn Jr PL. *How to Know the Mosses and Liverworts*. 2 edição. Iowa: Wm. C. Brown Company Publishers; 1979.
- Costa DP, Imbassahy CAA, Silva, VPA. Diversidade e importância das espécies de briófitas na conservação dos ecossistemas do estado do Rio de Janeiro. *Rodriguésia*. 2005; 56(87): 13-49.
- Costa DP, Luizi-Ponzo AP. As briófitas do Brasil. In: Forzza et al., editores. *Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil*. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2010. (1). p. 61-68.

Costa DP, Peralta DF. Bryophytes diversity in Brazil. *Rodriguésia*. 2015; 66(4): 1063-1071.

Costa DP, Pôrto KC, Luizi-Ponzo AP, Ilkiu-Borges AL, Bastos CJP, Câmara PEAS, Peralta DF, Bôas-Bastos SBV, Imbassahy CAA, Henriques DK, Gomes HCS, Rocha LM, Santos ND, Siviero TS, Vaz-Imbassahy TF, Churchill SP. Synopsis of the Brazilian moss flora: checklist, distribution and conservation. *Nova Hedwigia*. 2011; 93(3-4): 277-334.

Costa DP, Santos ND. Conservação de hepáticas na Mata Atlântica do sudeste do Brasil: uma análise regional no estado do Rio de Janeiro. *Acta Botanica Brasilica*. 2009; 23(4): 913-922.

Cox CB, Moore PD. *Biogeografia: uma abordagem ecológica e evolucionária*. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos; 2009.

Crandall-Stotler B, Stotler RE, Long DG. Morphology and classification of the Marchantiophyta. In: Goffinet B, Shaw AJ, editores. *Bryophyte Biology*. New York: Cambridge University Press; 2009. p. 1-59.

Crisci JV, Katinas L, Posadas P. *Historical biogeography: an introduction*. London: Harvard University Press; 2003.

DaSilva MB, Pinto-da-Rocha M. História biogeográfica da Mata Atlântica: Opiliões (Arachnida) como modelo para sua inferência. In: Carvalho CJB, Almeida EAB editores. *Biogeografia da América do Sul - Padrões & Processos*. São Paulo: Roca; 2011. p 41–51.

DeAngelis DL, Waterhouse JC. Equilibrium and nonequilibrium concepts in ecological models. *Ecological monographs*. 1987; 57(1): 1-21.

Désamoré A, Vanderpoorten A, Laenen B, Gradstein SR, Kok P. Biogeography of the Lost World (Pantepui region, northeastern South America): insights from bryophytes. *Phytotaxa*. 2010; 9: 254-265.

Echternacht L, Trovó M, Oliveira CT, Pirani JR. Areas of endemism in the Espinhaço range in Minas Gerais, Brazil. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*. 2011; 206(9): 782-791.

Feeley KJ, Silman MR. The data void in modeling current and future distributions of tropical species. *Global Change Biology*. 2011; 17(1): 626-630.

Fiaschi P, Pirani JR. Review of plant biogeographic studies in Brazil. *Journal of systematics and evolution*. 2009; 47(5): 477-496.

Flora do Brasil 2020 em construção. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. [citado em 2013-2016]. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>

Frahm JP. Diversity, dispersal and biogeography of bryophytes (mosses). *Biodiversity and conservation*. 2008; 17(2): 277-284.

Franklin, J. (2009). *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press.

Giannini TC, Siqueira MF, Acosta AL, Barreto FC, Saraiva AM, Alves-dos-Santos I. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. *Rodriguésia*. 2012; 63(3): 733-749.

Giulietti AM, Pirani JR. Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. In: Vanzolini PE, Heyer WR. *Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências. 1988. p. 39-69.

Glime JM. *Bryophyte Ecology Ebook: Michigan Technological University and the International Association of Bryologists*; 2017a, Volume 2, Capítulo 1, The Fauna: A Place to Call Home.

Glime JM. *Bryophyte Ecology Ebook: Michigan Technological University and the International Association of Bryologists*; 2017b, Volume 2, Capítulo 1-2, Protozoa Diversity.

Glime JM. *Bryophyte Ecology Ebook: Michigan Technological University and the International Association of Bryologists*; 2017c, Volume 1, Capítulo 1, Introduction.

Goffinet B. Origin and phylogenetic relationships of bryophytes. 1ª edição. In: Shaw JA, Goffinet B, editores. *Bryophyte Biology*. United Kingdom: Cambridge University Press; 2000. p. 71-123.

Goffinet B, Buck WR, Shaw JA. Morphology, anatomy, and classification of the Bryophyta. 2ª edição In: Goffinet B, Shaw JA, editores. *Bryophyte Biology*. New York: Cambridge University Press; 2009. p. 55-138.

Goloboff PA. 1993. Estimating character weights during tree-search. *Cladistics*; 9(1):83-91.

Götzenberger L, De Bello F, Brathen KA, Davison J, Dubuis A, Guisan A, Lepš J, Lindborg R, Moora M, Partel M, Pellissier L, Pottier J, Vittoz P, Zobel K, Zobel M. Ecological assembly rules in plant communities approaches, patterns and prospects. *Biological reviews*. 2012; 87(1): 111-127.

Gradstein SR, Costa DP. The hepaticae and Anthocerotae of Brazil. New York: Memoirs of the New York Botanical Garden; 2003.

Gradstein SR, Churchill SP, Salazar AN. Guide to the bryophytes of Tropical America. New York: Memoirs of the New York Botanical Garden; 2001.

Griffin III DI. *Breutelia* in Brazil with notes on the occurrence of the genus in the New World. *Journal Hattori Botanical Laboratory*. 1984; 57: 83–95.

Guisan A, Thuiller W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*. 2005; 8: 993-1009.

Guo QH, Kelly M, Graham CH. Support vector machines for predicting distribution of sudden oak death in California. *Ecological Modelling*. 2005; 182(1): 75–90.

Haffer J. Speciation in Amazonian forest birds. *Science*. 1969; 165(3889): 131-137.

Hallingbäck T, Hodgetts N. Mosses, Liverworts, and Hornworts. Status Survey and Conservation Action Plan for Bryophytes. Oxford: Information Press; 2000. p. 106.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. PAST* Paleontological statistics software package for education and data analysis. Versão 3.11. *Palaeontologia Electronica*; 2001.

Heinrichs J, Hentschel J, Feldberg K, Bombosch A, Schneider H. Phylogenetic biogeography and taxonomy of disjunctly distributed bryophytes. *Journal of Systematics and Evolution*. 2009; 47(5): 497-508.

He-Nygrén X, Juslén A, Ahonen I, Glenny D, Piippo S. Illuminating the evolutionary history of liverworts (Marchantiophyta) – towards a natural classification. *Cladistics*. 2006; 22(1): 1–31.

Hester JJ. Late Pleistocene environments and early man in South America. *The American Naturalist*. 1966; 100(914): 377-388.

Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 2005; 25: 1965-1978.

Hijmans RJ, Guarino L, Bussink C, Mathur P, Cruz M, Barrientes I, Rojas E. 2012. DIVA-GIS: A geographic information system for the analysis of species distribution data. Versão 7.5; 2012

Hopkins MJ. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*. 2007; 34(8): 1400-1411.

Hortal J, Jiménez-Valverde A, Gómez JF, Lobo JM, Baselga A. Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos*. 2008; 117(6): 847-858.

Imbassahy CAA, Costa DP, Araujo, DSD. Briófitas do parque nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 2009; 23(2): 558-570.

IUCN 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2017-2. [citado em 2017]. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>

Jácome J, Gradstein SR, Kessler M. Responses of epiphytic bryophyte communities to simulated climate change in the Tropics. In: Tuba Z, Slack N, Stark LR, editores. *Bryophyte ecology and climate change*. New York: Cambridge University Press; 2011. p. 191-210.

Kamino LH, De Marco Jr P, Rangel TF, Amaral S, Siqueira MF, De Giovanni R., Stehmann JR, Hortal J. The application of species distribution models in the megadiverse Neotropics poses a renewed set of research questions. *Frontiers of Biogeography*. 2012; 4(1): 7-10.

Lara MC, Geise L, Schneider CJ. Diversification of small mammals in the Atlantic forest of Brazil: testing the alternatives. In: Lacey EA, Myers P, editors. *Mammalian Diversification: from chromossomes to phylogeography (a celebration of the carrer of James L. Patton)*. Berkeley, Los Angeles e Londres: University of California Press, 2005. p. 311 -333

Legendre P, Legendre L. *Numerical Ecology*. Amsterdam: Elsevier Science B; 1998.

Leoni LS, Tinte VA. *Flora do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Estado de Minas Gerais, Brasil - caracterização da vegetação e lista preliminar das espécies*. Carangola: Gráfica São José; 2004.

Lima LCL, Rocha LM. Levantamento de musgos (Bryophyta) de um fragmento urbano remanescente de cerrado s/ no município de Ituiutaba (MG). *Pesquisas, série Botânica*. 2015; 67: 201-216.

Lima RO. Desenvolvimento de programas para automatização de processos em análises espaciais e ecológicas no ambiente R [dissertação]. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro; 2016.

Liu C, Newell G, White M. On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. *Ecology and evolution*. 2016; 6(1): 337-348.

Luizi-Ponzo AP, Siviero TS, Amorim ET, Henriques DK, Rocha LM, Gomes HC, Paiva LA, Rodrigues RS, Silva GD, Ribeiro GC, Gomes CQ, Campeão AS. Briófitas do Parque Estadual do Ibitipoca (Minas Gerais, Brasil). In: Forzza RC, Menini Neto L, Salimena FRG, Zappi D. editores. *Flora do Parque Estadual do Ibitipoca e seu entorno*. Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora; 2013. p. 95-122.

Maciel-Silva AS, Santos ND. Detecting herbivory in two mosses from an Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Bryology*. 2011; 33(2): 140-147.

Magurran AE. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Editora da UFPR; 2011.

Manel S, Williams HC, Ormerod SJ. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*. 2001; 38: 921–931.

Marschall M, Proctor MCF. Are bryophytes shade plants? Photosynthetic light responses and proportions of chlorophyll a, chlorophyll b and total carotenoids. *Annals of Botany*. 2004; 94(4): 593-603.

Martin CF, Adamson VJ. Photosynthetic capacity of mosses relative to vascular plants. *Journal of Bryology*. 2001; 23(4): 319-23.

Martins FM. Historical biogeography of the Brazilian Atlantic forest and the Carnaval–Moritz model of Pleistocene refugia: what do phylogeographical studies tell us? *Biological Journal of the Linnean Society*. 2011; 104(3), 499-509.

Martinelli G. Mountain biodiversity in Brazil. *Brazilian Journal of Botany*. 2007; 30(4): 587-597.

Medina NG, Draper I, Lara F. Biogeography of mosses and allies: does size matter? In: Fontaneto D, editor. Biogeography of microscopic organisms, is everything small everywhere? Cambridge: Cambridge University Press; 2011. p. 209–233.

Medina NG, Albertos B, Lara F, Mazimpaka V, Garilleti R, Draper D, Hortal J. Species richness of epiphytic bryophytes: drivers across scales on the edge of the Mediterranean. *Ecography*. 2014; 37(1): 80-93.

Menini Neto L, Furtado SG, Zappi DC, Oliveira-Filho AT, Forzza RC. Biogeography of epiphytic Angiosperms in the Brazilian Atlantic forest, a world biodiversity hotspot. *Brazilian Journal of Botany*. 2016; 39(1): 261-273.

Mishler BD, Kelch DGK. Phylogenomics and early land plants evolution. In: Goffinet B, Shaw AJ, editores. *Bryophyte Biology*. New York: Cambridge University Press; 2009. p. 55-138.

Mittermeier, R.A.; Robles-Gil, P.R.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C.G.; Lamoreux, J. & Fonseca, G.A.B. 2004. Hotspots revisited. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Washington, DC. 392p.

Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. Saint Louis [citado em 2013-2016]. Disponível em: <http://tropicos.org/>

Moerman DE, Estabrook GF. The botanist effect: counties with maximal species richness tend to be home to universities and botanists. *Journal of biogeography*. 2006; 33(11): 1969-1974.

Moreau RE. The bird faunas of Africa and its islands. New York: Academic Press; 1966.

Morrone JJ. On the identification of areas of endemism. *Systematic Biology*. 1994; 43(3): 438-441.

Morrone JJ. Endemism. In: Jorgensen SE, Fath BD. Editors. *Encyclopedia of ecology* Oxford: Elsevier; 1998. p. 1254–1259.

Morrone JJ. Parsimony analysis of endemism (PAE) revisited. *Journal of Biogeography*. 2014; 41(5): 842-854.

Mota-de-Oliveira S, Ter Steege H, Cornelissen JH, Gradstein SR. Niche assembly of epiphytic bryophyte communities in the Guianas: a regional approach. *Journal of biogeography*. 2009; 36(11): 2076-2084.

Muñoz J, Felicísimo ÁM, Cabezas F, Burgaz AR, Martínez I. Wind as a long-distance dispersal vehicle in the Southern Hemisphere. *Science*. 2004; 304(5674): 1144-1147.

Muñoz MES, Giovanni R, Siqueira MF, Sutton T, Brewer P, Pereira RS, Canhos DAL, Canhos VP. OpenModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *Geoinformatica*. 2009.

Myers N, Mittermeier RA., Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 2000; 403: 853-858.

Nixon KC. WinClada. Versão. 1.00. 08. Ithaca; 2002.

Ochyra R, Lewis S, Bednarek-Ochyra H. The illustrated moss flora of Antarctica. Cambridge: Cambridge University Press; 2008.

Oliveira U, Brescovit AD, Santos AJ. Sampling effort and species richness assessment: a case study on Brazilian spiders. *Biodiversity and Conservation*. 2017; 26(6): 1481-1493.

Oliveira-e-Silva MIMN, Yano O. Anthocerotophyta e Hepatophyta de Mangaratiba e Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. *Boletim do Instituto de Botânica*. 2000a; 13: 1-102. 2000a.

Oliveira-e-Silva MIMN, Yano O. Musgos de Mangaratiba e Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. *Boletim do Instituto de Botânica*. 2000b; 14:1-137.

Orme CDL, Davies RG, Burgess M, Eigenbrod F. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*. 2005; 436(7053): 1016-1019.

Patiño J, Mateo RG, Zanatta F, Marquet A, Aranda SC, Borges PA, Dirkse G, Gabriel R, Gonzalez-Mancebo JM, Guisan A, Muñoz J, Sim-Sim M, Vanderpoorten A. Climate threat on the Macaronesian endemic bryophyte flora. *Nature*. 2016; *Scientific Reports* 6 (29156).

Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson AT. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*. 2007; 34(1): 102-117.

Peralta DF, Bordin J, Yano O. Novas ocorrências de briófitas nos Estados brasileiros. *Hoehnea*. 2008; 35(1): 111-121.

Peralta DF, Yano O. Taxonomic treatment of the Polytrichaceae from Brazil. *The Bryologist*. 2010; 113(3): 646-672

Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 2006; 190 (3-4): 231–259.

Pinheiro EML, Alkimim-Faria AL, Câmara PEAS. Riqueza de espécies e diversidade de marchantiophyta (hepáticas) de capões de mata, no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás, Brasil. *Biologia Neotropical*. 2012; 9(1): 19-27.

Pisa S, Biersma EM, Convey P, Patiño J, Vanderpoorten A, Werner O, Ros RM, The cosmopolitan moss *Bryum argenteum* in Antarctica: recent colonisation or *in situ* survival? *Polar biology*. 2014; 37(10): 1469-1477.

Ponder WF, Carter GA, Flemons P, Chapman RR. Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. *Conservation Biology*. 2001; 15(3): 648–657.

Porada P, Weber B, Elbert W, Pöschl U, Kleidon A. Estimating impacts of lichens and bryophytes on global biogeochemical cycles. *Global Biogeochemical Cycles*. 2014; 28(2): 71-85.

Porto TJ, Carnaval AC, Rocha PLB. Evaluating forest refugial models using species distribution models, model filling and inclusion: a case study with 14 Brazilian species. *Diversity and Distributions*. 2013; 19(3): 330-340.

Prance GT. Floristic Inventory of the Tropics: Where Do We Stand? *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 1977; 64(4): 659-684.

Prance GT. A review of the phytogeographic evidences for Pleistocene climate changes in the Neotropics. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 1982; 69(3): 594-624.

Proctor MCF, Smirnov N. Rapid recovery of photosystems on rewetting desiccation tolerant mosses: chlorophyll fluorescence and inhibitor experiments. *Journal of Experimental Botany*. 2000; 51(351): 1695-1704.

Proctor MCF. Physiological ecology. In: Goffinet B, Shaw AJ, editores. *Bryophyte Biology*. New York: Cambridge University Press; 2009. p. 237-268.

Quantum Gis Development Team. Quantum GIS Geographic Information System. Versão 2.18. Open Source Geospatial Foundation Project; 2017.

Renzaglia KS, Villareal JC, Duff RJ. New Insights into Morphology, Anatomy, and Systematic of Hornworts. In: Goffinet B, Shaw AJ, editores. *Bryophyte Biology*. New York: Cambridge University Press; 2009. p. 138-171.

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*. 2009; 142(6): 1141-1153.

Rios ABM, Oliveira JPS, Silva RP, Neto JFN, Oliveira LS, Peralta DF, Maccagnan DHB. Bryophyte diversity in an area of Brazilian Cerrado in Central-West. *Neotropical Biology and Conservation*. 2016; 11(3): 132-140.

Rocha WJSF, Chaves JM, Rocha CC, Funch L, Juncá FA. Avaliação ecológica rápida da Chapada Diamantina. In: Juncá FA, Funch L, Rocha W. *Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; 2005. p. 29-45.

Rodrigues LFT, Leite FS, Alves RG. Influence of bryophyte biomass and organic matter quantity on the abundance and richness of oligochaetes in forest streams with different phytophysiognomies in southeastern Brazil. *Journal of Limnology*. 2016; 75(2): 340-346.

Rydin H. Population and community ecology of bryophytes. In: Goffinet B, Shaw AJ, editores. *Bryophyte Biology*. New York: Cambridge University Press; 2009. p. 393-444.

Santos EL. Briófitas em floresta nebulosa do Parque Estadual Pico do Moroumbi, Paraná, Brasil [dissertação]. Curitiba: Universidade Federal do Paraná; 2016.

Santos ND, Costa DP. A importância de Reservas Particulares do Patrimônio Natural para a conservação da brioflora da Mata Atlântica: um estudo em El Nagual, Magé, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 2008; 22(2), 359-372.

Santos ND, Costa DP, Kinoshita LS, Shepherd GJ. Aspectos brioflorísticos e fitogeográficos de duas formações costeiras de Floresta Atlântica da Serra do Mar, Ubatuba/SP, Brasil. *Biota Neotropica*. 2011; 11(2): 425-438.

- Santos ND, Costa DP, Kinoshita LS, Shepherd GJ. Variations in bryophyte communities in a short elevational gradient in Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Cryptogamie, Bryologie*. 2017; 38(2): 191-211.
- Sastre P, Lobo J. Taxonomist survey biases and the unveiling of biodiversity patterns. *Biological Conservation*. 2009; 142(2): 462-467.
- Schofield WB. *Introduction to Bryology*. New York: Macmillan; 1985.
- Schofield WB. Bryophyte distribution patterns. In: Bates JW, Farmer AM, editores. *Bryophytes and Lichens in a Changing World*. Oxford: Clarendon Press; 1992. p. 103-130.
- Schuster RM. Phytogeography of the Bryophyta. In: Schuster RM, editor. *New manual of bryology*. Nichinan: The Hattori Botanical Laboratory. 1983. p. 463-626.
- Sehnem A. Musgos Sul-Brasileiros II. *Pesquisas, série Botânica*. 1970; 28.
- Sehnem A. Musgos Sul-Brasileiros IV. *Pesquisas, série Botânica*. 1976; 30.
- Sehnem A. Musgos Sul-Brasileiros VI. *Pesquisas, série Botânica*. 1979; 33.
- Shaw AJ. Bryophyte species and speciation. In: Goffinet B, Shaw AJ, editores. *Bryophyte Biology*. New York: Cambridge University Press; 2009. p. 357-392.
- Shaw AJ, Renzaglia K. Phylogeny and diversification of bryophytes. *American Journal of Botany*. 2004; 91(10): 1557-1581.
- Shaw AJ, Szövényi P, Shaw B. Bryophyte diversity and evolution: windows into the early evolution of land plants. *American Journal of Botany*. 2011; 98(3): 352-369.
- Sigrist MS, Carvalho CJB. Historical relationships among areas of endemism in the tropical South America using Brooks Parsimony Analysis (BPA). *Biota Neotropica*. 2009; 9(4): 79-90.
- Silva LTP. Briófitas do Parque Estadual Pedra Azul (PEPAZ), Espírito Santo, Brasil [dissertação]. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana; 2011.

Silva MPP, Kamino LHY, Pôrto KC. Is the current network system of protected areas in the Atlantic Forest effective in conserving key species of bryophytes? *Tropical Conservation Science*. 2014; 7(1): 61-85.

Silva MPP, Pôrto KC. Effect of fragmentation on the community structure of epixylic bryophytes in Atlantic Forest remnants in the Northeast of Brazil. *Biodiversity and conservation*. 2009; 18(2): 317-337.

Silva MPP, Pôrto KC. Spatial structure of bryophyte communities along an edgeinterior gradient in an Atlantic Forest remnant in Northeast Brazil. *Journal of bryology*. 2010; 32(2):101-112.

Simon MF, Proença C. Phytogeographic patterns of *Mimosa* (Mimosoideae, Leguminosae) in the Cerrado biome of Brazil: an indicator genus of high-altitude centers of endemism? *Biological conservation*. 2000; 96(3), 279-296.

Siqueira MF, Durigan G, De Marco Jr P, Peterson AT. Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation*. 2009; 17(1): 25-32.

SpeciesLink. Centro de Referência em Informação Ambiental: 2002 [citado em 2013-2016]. Disponível em: <http://www.splink.org.br/>

Soares AER, Câmara PEAS. A new species of *Thuidium* (Thuidiaceae) from Brazil, and a key to the Brazilian species of the genus. *The Bryologist*. 2015; 118(2): 178-183.

Soares AER, Guimarães M. Bryophytes of the Águas Claras Ecological Park, DF, Brazil *Bryophyte Diversity and Evolution*. 2010; 32(1): 87-96.

Soberón J, Peterson T. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 2004; 359(1444): 689-698.

Sousa RVD, & Câmara, P. E. A. S. (2015). Survey of the bryophytes of a gallery forest in the National Park of Serra do Cipó, Minas Gerais, Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 29(1), 24-29.

Souza AM, Valente EB, Azevedo CO. Musgos de um fragmento de floresta estacional semidecidual do município de vitória da conquista, Bahia, Brasil. *Pesquisas, série Botânica*. 2015; 67: 217-223.

Stehmann JR, Forzza RC, Salino A, Sobral M, Costa DP, Kamino LHY. Plantas da Floresta Atlântica. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro; 2009.

Tan BC, Pocs T. Bryogeography and conservation of bryophytes. 1ª edição In: Shaw JA, Goffinet B, editores. Bryophyte Biology. New York: Cambridge University Press; 2000. p. 403-448.

Tan BC, Iwatsuki Z. Hot spots of mosses in East Asia. Anales del Instituto de Biología serie Botánica. 1996; 67(1):159-167.

Thomas WW, Forzza RC, Michelangeli FA, Giulietti AM, Leitman PM. Large-scale monographs and floras: the sum of local floristic research. Plant Ecology & Diversity. 2012; 5(2): 217-223.

Tuba Z. Notes on the poikilochlorophyllous desiccation tolerant plants. Acta Biologica Szegediensis. 2008; 52 (1): 111-113.

Tuba Z. Bryophyte Physiological Processes in a Changing Climate: an Overview. In: Tuba Z, Slack N, Stark LR, editores. Bryophyte ecology and climate change. New York: Cambridge University Press; 2011. p. 13–32.

Valente EDB, Pôrto KC, Bastos CJP. Species richness and distribution of bryophytes within different phytophysionomies in the Chapada Diamantina region of Brazil. Acta Botanica Brasilica. 2013; 27(2): 294-310.

Vanderpoorten A, Goffinet B. Introduction to Bryophytes. New York: Cambridge University Press; 2009.

Vanderpoorten A, Hallingbäck T. 2009. Conservation Biology of bryophytes. In: Goffinet B, Shaw AJ, editores. Bryophyte Biology. New York: Cambridge University Press; 2009. p. 487–533.

Visnadi SR. Distribuição da brioflora em diferentes fisionomias de cerrado da Reserva Biológica e Estação Experimental de Mogi-Guaçu, SP, Brasil. Acta Botanica Brasilica. 2004; 18(4): 965-973.

Visnadi SR. Bryophytes from Jureia-Itatins Ecological Station, São Paulo state, Brazil. Tropical bryology. 2012; 34(1): 17-31.

Visnadi SR. Briófitas de áreas antrópicas do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba, estado de São Paulo, Brasil. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais. 2013; 8(1): 49-62.

Visnadi SR. Brioflora do Parque Estadual Intervales, São Paulo, Brasil: uma importante área para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do Sudeste brasileiro. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. 2015; 10(1): 105-125.

Weber BDA, Bordin J, Prado JF. Briófitas da restinga de Imbé, Rio Grande do Sul, Brasil. Pesquisas, série Botânica. 2015; 67: 81-99.

Weiher E, Keddy PA. Assembly rules in ecological communities: perspectives, advances, retreats. Cambridge: Cambridge University Press; 1999.

Werneck MDS, Sobral MEG, Rocha CTV, Landau EC, Stehmann JR. Distribution and endemism of angiosperms in the Atlantic Forest. Natureza & Conservação. 2011; 9(2): 188-193.

Whitmore TC, Prance GT. Biogeography and Quaternary history in tropical America. Oxford: Oxford University Press; 1987.

Yano O. Checklist of Brazilian mosses. Journal Hattori Botanical Laboratory. 1981; 50: 279–456.

Yano O. Contribuição ao inventário dos Musci brasileiros: Racopilaceae (Bryopsida, Isobryales). Revista Brasileira de Botânica. 1984; 7: 57–63.

Yano O. An additional checklist of Brazilian bryophytes. Journal Hattori Botanical Laboratory. 1989; 66: 373–434.

Yano O. *Octoblepharum leucobryoides* O. Yano - nova espécie de Leucobryaceae, Bryopsida. Revista Brasileira de Botânica. 1993; 16: 69–71.

Yano O. A new additional annotated checklist of Brazilian bryophytes. Journal Hattori Botanical Laboratory. 1995; 78: 137–182.

Yano O. A checklist of the Brazilian bryophytes. Boletim do Instituto de Botânica. 1996; 10: 47–232.

Yano O. Novas ocorrências de briófitas para vários estados do Brasil. *Acta Amazonica*. 2004; 34(4): 559-576.

Yano O. Catálogo das briófitas (antóceros, hepáticas e musgos) do estado do Espírito Santo, Brasil. *Pesquisas, Botânica*. 2012; 63: 55-140.

Yano O, Luizi-Ponzo AP. Adições à Brioflora do Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. *Revista de biologia neotropical*. 2014; 11(2): 71-96.

Yano O. Ocorrências novas de briófitas para o estado de Minas Gerais, Brasil: estudo do material botânico depositado no herbário SP. *Pesquisas, série Botânica*. 2015; 68: 119-175.

Yano O. Peralta DF. Briófitas da Ilhabela, Estado de São Paulo, Brasil. *Hoehnea*. 2008; 35(1): 111-121.

Yano O. & Peralta DF. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: briófitas (Anthocerotophyta, Bryophyta e Marchantiophyta). *Boletim de Botânica*. 2011; 29(2): 135-299.

Yesson C, Brewer PW, Sutton T, Caithness N, Pahwa JS, Burgess M, Gray WA, White RJ, Jones AC, Bisby FA, Culham A. How global is the global biodiversity information facility? *PLoS ONE*. 2007; 2(11): e1124.

Zomer RJ, Bossio DA, Trabucco A, Yuanjie L, Gupta DC & Singh VP. Trees and Water: Smallholder Agroforestry on Irrigated Lands in Northern India. International Water Management Institute. 2007; Research Report 122.