

**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS  
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA  
NÍVEL MESTRADO**

**ANDRESSA ADOLFO**

**A INFLUÊNCIA DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DISTRIBUIÇÃO  
ESPACIAL DE GUILDAS REPRODUTIVAS DE ANUROS DA MATA ATLÂNTICA**

**São Leopoldo**

**2023**

ANDRESSA ADOLFO

**A INFLUÊNCIA DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DISTRIBUIÇÃO  
ESPACIAL DE GILDAS REPRODUTIVAS DE ANUROS DA MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia, pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS).

Orientador: Prof. Dr. Alexandro Marques Tozetti

Coorientador: Prof. Dr. Thadeu Sobral de Souza

São Leopoldo

2023

A239i

Adolfo, Andressa.

A influência das mudanças climáticas sobre a distribuição espacial de guildas reprodutivas de anuros da Mata Atlântica / Andressa Adolfo. – 2023.

64 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2023.

“Orientador: Prof. Dr. Alexandro Marques Tozetti  
Coorientador: Prof. Dr. Thadeu Sobral de Souza.”

1. Modelos de distribuição de espécies. 2. Anfíbios.  
3. Biodiversidade. 4. Modos reprodutivos. 5. Padrões geográficos. 6. Riqueza de espécies. I. Título.

CDU 573

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
(Bibliotecária: Amanda Schuster – CRB 10/2517)

## **AGRADECIMENTOS À CAPES**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

*Dedico este trabalho a todas as mulheres e meninas que,  
assim como eu, algum dia foram desacreditadas.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao meu orientador, **Dr. Alexandro Marques Tozetti** pela contribuição a minha formação. Obrigada por apoiar minhas decisões e me dar liberdade para crescer.

Ao meu coorientador e grande amigo, **Dr. Thadeu Sobral de Souza**. Se hoje entrego esta dissertação, foi porque você teve a gentileza e a delicadeza de me ensinar e me auxiliar em tudo que podia. Obrigada por me mostrar que às vezes as coisas são mais simples do que parecem. Essa parceria e mentoria foi essencial para a minha formação, aprendi muito contigo.

Ao meu companheiro de vida e de ciência, **Pedro Hoffmann**. Obrigada por ser meu porto seguro, me amar e cuidar tanto de mim. A vida é mais bonita ao teu lado. Obrigada por acreditar tanto em mim, nos meus sonhos e por me dar liberdade de ser quem eu sou. Juntos, sempre em frente!

Às grandes amigas **Amanda Bauer, Bruna Borne, Caroline Brückmann, Gabriela Olmedo e Natascha Horn**. Vocês são demais! Mulheres incríveis que pude compartilhar meu dia a dia no último ano. Obrigada por todo apoio, cafés, estrelinhas, risadas, choros e acima de tudo, agradeço por tanto afeto. Levo todas vocês no coração.

Às amigas **Heloisa Allgayer e Bruna Lovato**. Mulheres maravilhosas que mesmo à distância, sempre se fizeram presentes. Obrigada por sempre torcerem pelo meu sucesso. Vocês moram no meu coração.

Agradeço à minha família, meus pais **Elvio Adolfo e Adriana Alves**, minha irmã **Fernanda Adolfo**, e meus irmãos **Fabrcio Adolfo e Elvio Adolfo Jr**. Obrigada por entenderem minha ausência nesses últimos tempos. Sei que muitas vezes vocês não compreendem exatamente o que estou fazendo, mas sempre respeitam e apoiam minhas decisões.

Aos meninos do MacrEco, **Marden Linares e Rodrigo Souza (Pirilo)**. Obrigada por toda ajuda e paciência nesses últimos tempos. As trocas de ideias foram muito importantes para a finalização deste trabalho.

Ao **Programa de Pós-Graduação em Biologia**, por tornar possível a defesa desta dissertação. Por fim, agradeço a **UNISINOS** por ter sido minha segunda casa desde 2014.

*“Imagine something of your very own  
Something you can have and hold  
I'd build a road in gold  
Just to have some dreaming  
Dreaming is free...”*

(Blondie)

## APRESENTAÇÃO

Fugindo da abordagem convencional comum às dissertações e outros trabalhos acadêmicos, decidi usar este espaço para relatar o processo de concepção deste trabalho, os desafios enfrentados e as principais ideias que serão apresentadas. Penso nesta sessão como um local em que poderei explicar, com detalhes, o caminho que trilhei nesses dois anos de Mestrado até o momento da entrega deste trabalho.

Começarei falando sobre mim. Ingressei no curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biologia da UNISINOS durante a pandemia, no ano de 2021. Nos anos de graduação, havia trabalhado principalmente com genética da conservação e achava que no Mestrado o enfoque seria o mesmo. Estava enganada. Por coincidência, ou ironia do destino, naquele momento não havia condições de seguir na mesma área. Precisava encontrar outra linha de pesquisa, mas qual?

Sempre gostei de anfíbios, em especial os anuros. São criaturas fascinantes, cheias de segredos e mistérios a serem descobertos. Mas o que poderia fazer? Naquele momento, saídas a campo eram inviáveis, precisava encontrar um tema que pudesse ser transformado em uma dissertação. As pesquisas começaram. Procurava por lacunas a serem respondidas e que, naquela situação, eu pudesse respondê-las. Até que me deparei com a Modelagem de Nicho Ecológico e suas infinitas possibilidades.

Que mundo maravilhoso a ser explorado! Apesar de conhecer muito pouco sobre essa técnica, fiquei entusiasmada com a possibilidade de aprender algo novo. A forma como podemos traduzir uma infinidade de informações ecológicas em uma figura, no caso um mapa, é algo impressionante. A partir desse momento, eu sabia que queria entender mais sobre o que aconteceria com os anuros em um futuro não tão distante. Em parceria com meus orientadores na época, escrevi meu projeto inicial, que abordaria a influência das mudanças climáticas e das alterações na paisagem sobre a distribuição de guildas reprodutivas de anuros na Mata Atlântica.

Entretanto, as coisas mudaram. Por motivos que não diziam respeito a minha pessoa, no final do primeiro semestre de 2022, precisei trocar de orientação. Conseqüentemente, precisei modificar e adequar meu projeto. Foi difícil, era como



começar do zero. Muitas coisas mudaram desde o primeiro projeto que escrevi e que já havia passado por uma banca de qualificação. Mas neste momento, com uma nova coorientação (que se tornou uma parceria), consegui organizar as ideias, estruturar, conceber e realizar, em menos de um ano, o trabalho que se desenrola a seguir.

Esta dissertação está dividida em duas seções: uma introdução geral e um capítulo em formato de artigo científico. Na introdução geral, formatada de acordo com as normas da ABNT, abordo temas mais amplos como as mudanças climáticas sobre a biota global, assim como explicações mais detalhadas sobre o que são modos de reprodução dos anuros. No capítulo principal da Dissertação, formatado como artigo pelas normas da Revista *Biodiversity and Conservation*, eu e meus orientadores objetivamos avaliar o efeito das mudanças climáticas futuras sobre o padrão espacial de duas guildas reprodutivas de anuros da Mata Atlântica, um dos principais *hotspots* globais de conservação da biodiversidade.

## RESUMO

As mudanças climáticas têm sido apontadas como um grande desafio, uma vez que contribuem significativamente para a redução da biodiversidade em todo o mundo. Seus efeitos afetam todos os níveis de organização da biota, desde organismos até biomas. A rápida migração e seleção direcional causada pelas alterações climáticas podem diminuir a diversidade genética das populações, afetando assim o funcionamento dos ecossistemas. Além disso, as mudanças climáticas alteram a fenologia das espécies e as relações interespecíficas, modificando a estrutura das comunidades e as funções ecossistêmicas correlatas. Os padrões espaciais de migração e dispersão da biodiversidade também serão afetados, onde espécies tenderão a se movimentar para locais de maior altitude e/ou em direção à maiores latitudes. Ambientes tropicais e subtropicais, bem como regiões altamente impactadas, intensificam os efeitos mencionados, afetando prioritariamente táxons sensíveis, como os anfíbios que habitam a Mata Atlântica. O objetivo desta dissertação consistiu em avaliar o impacto das mudanças climáticas no padrão de distribuição da riqueza de espécies de duas guildas reprodutivas de anuros da Mata Atlântica. Neste sentido, o estudo buscou identificar possíveis padrões espaciais, altitudinais e latitudinais, nas guildas em resposta às alterações climáticas futuras em diferentes cenários. O nicho ecológico de 44 espécies, divididas em duas guildas reprodutivas, foi modelado utilizando cinco variáveis bioclimáticas para três períodos futuros: 2041-2060, 2061-2080 e 2081-2100. Uma abordagem de previsão de conjunto de modelos de distribuição de espécies fora utilizada para criar mapas de dinâmica temporal da riqueza de espécies. A relação entre latitude e altitude com a riqueza de espécies para cada guilda ao longo do tempo foi avaliada através de Modelos Lineares Generalizados com posterior análise de *deviance*. Os resultados obtidos evidenciaram um rearranjo espacial na distribuição futura das espécies, porém, cada guilda reprodutiva respondeu de maneira distinta às mudanças climáticas. É compreensível que haja diferenças nas respostas entre as guildas reprodutivas, uma vez que foram analisadas espécies que possuem comportamento reprodutivo semelhante, mas características ecológicas diferentes. Isso destaca a possibilidade de mudança no atual padrão de riqueza de espécies, impactando as comunidades de anuros. Além disso, tais resultados indicam que além das variáveis climáticas, outras características ambientais poderão influenciar a estruturação das

comunidades de anuros na Mata Atlântica. Este trabalho representa um importante avanço na compreensão dos efeitos das mudanças climáticas na distribuição das guildas reprodutivas de anuros. Contudo, estudos futuros que utilizem modelos hierárquicos com variáveis de paisagem e abordem a diversidade funcional e filogenética, são essenciais para desvendar os processos de formação dos padrões de riqueza de espécies, e auxiliar no planejamento sistemático da conservação dos anuros na Mata Atlântica.

**Palavras-chave:** modelos de distribuição de espécies; anfíbios; biodiversidade; modos reprodutivos; padrões geográficos; riqueza de espécies.

## ABSTRACT

Climate change has been identified as a major challenge contributing significantly to global biodiversity loss. Its impacts affect all levels of biotic organization, from organisms to biomes. Rapid migration and directional selection caused by climate change can reduce the genetic diversity of populations and thus affect ecosystem functioning. In addition, climate change alters species phenology and interspecies relationships, altering community structure and associated ecosystem functions. The spatial migration and dispersal patterns of biodiversity will also be affected as species tend to move to higher elevations and/or higher latitudes. Tropical and subtropical environments and highly stressed regions exacerbate the above impacts, with sensitive taxa such as Atlantic Forest-dwelling amphibians being particularly affected. The objective of this dissertation was to investigate the effects of climate change on the distribution patterns and species richness of two anuran breeding guilds in the Atlantic Rainforest. In this sense, the study aimed to identify possible spatial, altitudinal, and latitudinal patterns in the guilds in response to future climate change under different scenarios. The ecological niche of 44 species, divided into two breeding guilds, was modeled using five bioclimatic variables for three future periods: 2041-2060, 2061-2080, and 2081-2100. A species distribution and prediction modeling approach was used to generate temporally dynamic maps of species richness. The relationship between latitude and elevation and the species richness of each guild over time was evaluated using generalized linear models followed by analysis of variance. The results showed that the future distribution of species shifted spatially, but each breeding guild responded differently to climate change. It is understandable that there would be differences in responses among breeding guilds because the species studied have similar reproductive behavior but different ecological characteristics. This highlights the possibility that the current pattern of species richness is affecting anuran communities. In addition, these results suggest that environmental characteristics other than climatic variables may influence the structuring of anuran communities in the Atlantic Forest. This study represents an important advance in understanding the effects of climate change on the distribution of anurans breeding guilds. However, future studies using hierarchical models with landscape variables and addressing functional and phylogenetic diversity are essential to decipher the processes of forming patterns of species

richness and to support systematic planning for anuran conservation in the Atlantic Forest.

**Key-words:** species distribution models; amphibians; biodiversity; reproductive modes; geographic patterns; species richness.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>13</b>
1.1 Efeitos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade .....	13
1.2 Impacto das mudanças climáticas sobre os anfíbios .....	14
1.3 Mata Atlântica e diversidade reprodutiva de anuros.....	15
1.4 Objetivos da Dissertação.....	17
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>18</b>
<b>UP TO THE HIGHLANDS AND DOWN TO THE POLES: GLOBAL WARMING AFFECTS THE SPATIAL PATTERN OF ANURAN BREEDING GUILDS IN THE ATLANTIC FOREST.....</b>	<b>22</b>
Resumo .....	22
Introdução.....	23
Métodos.....	25
Área de estudo .....	25
Dados de ocorrência das espécies.....	26
Variáveis climáticas .....	27
Modelos de Distribuição de Espécies .....	28
Avaliação do rearranjo espacial do padrão de riqueza no futuro .....	29
Resultados .....	30
Guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16) .....	30
Guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27) .....	33
Discussão .....	35
Referências.....	37
<b>MATERIAL SUPLEMENTAR.....</b>	<b>45</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

### 1.1 Efeitos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade

As mudanças climáticas representam um grande desafio, uma vez que elas estão entre as principais responsáveis pela diminuição da biodiversidade mundial (BELLARD *et al.*, 2012). Seus efeitos podem afetar todos os níveis da biodiversidade, desde organismos até biomas (PARMESAN, 2006). As alterações no clima podem levar à rápida migração e seleção direcional, diminuindo a diversidade genética as populações, que por sua vez, pode afetar o funcionamento dos ecossistemas (BELLARD *et al.*, 2012; BOTKIN *et al.*, 2007).

Os efeitos das mudanças climáticas nos organismos e nas populações implicam diretamente também no processo de montagem das comunidades biológicas, uma vez que alteram os padrões de riqueza, composição e abundância das espécies (LOVEJOY; HANNAH, 2006; WALTHER, 2010, PECL *et al.*, 2017). As mudanças climáticas alteram também a fenologia das espécies, a sincronia com suas necessidades alimentares e de habitat, e as relações interespecíficas (por exemplo predação e competição), modificando a estrutura das comunidades e as funções ecossistêmicas (DÍAZ *et al.*, 2019; WALTHER, 2010).

Como forma de persistência às alterações climáticas, os indivíduos devem sofrer diversas respostas adaptativas, tais como respostas espaciais, temporais e auto (self; BELLARD *et al.*, 2012). O eixo espacial corresponde a mudanças nos padrões de distribuição da biota, afetando processos importantes como a migração e a dispersão (BELLARD *et al.*, 2012; PARMESAN; YOHE 2003; PECL *et al.*, 2017). Uma das mudanças espaciais, em busca de condições climáticas fisiologicamente adequadas, mais bem documentada é o fenômeno conhecido como rastreamento climático, com um deslocamento geográfico da distribuição da biodiversidade em direção a latitudes (sentido polos) e altitudes mais elevadas (BELLARD *et al.*, 2012; CHEN *et al.*, 2011; PARMESAN, 2006; PECL *et al.*, 2017; RAMALHO *et al.*, 2023; URBAN, 2018).

O eixo temporal refere-se a alterações na sincronia das espécies com os fatores abióticos cíclicos, como a fenologia (BELLARD *et al.*, 2012; PARMESAN, 2006), modificação nos eventos fenológicos como migrações sazonais, floração e frutificação são uma das respostas mais fortes já demonstradas em relação às

mudanças climáticas (CHARMANTIER *et al.* 2008; PARMESAN, 2006; DA SILVEIRA *et al.*, 2021). Por fim, o eixo auto (self) faz referência a respostas comportamentais e fisiológicas das espécies em relação às condições climáticas em sua distribuição local, sem alterações nos eixos espaço e tempo (BELLARD *et al.*, 2012; PARMESAN, 2006). Essas respostas permitem que os indivíduos sejam selecionados positivamente em condições climaticamente mais extremas através de modificações comportamentais e corporais (CHEVIN *et al.*, 2010; JOHANSEN; JONES, 2011). Algumas respostas fisiológicas já foram documentadas em organismos ectotérmicos, uma vez que múltiplos aspectos de vida, tais como reprodução, locomoção e crescimento são dependentes da temperatura ambiental (ARAGÓN *et al.* 2010; LI; COHEN; ROHR, 2013).

## 1.2 Impacto das mudanças climáticas sobre os anfíbios

Os anfíbios, cujos processos biológicos e ecológicos dependem principalmente da temperatura do ambiente, são suscetíveis às mudanças climáticas (ARAGÓN *et al.* 2010). As espécies de anfíbios estão passando pela atual crise global de conservação, com forte tendência de declínio populacional e retração geográfica diretamente relacionada às alterações nos padrões climáticos globais (ALROY, 2015; POUNDS *et al.*, 2006; STUART *et al.*, 2004). Por conta disso, são considerados os vertebrados terrestres com maior proporção de espécies ameaçadas, sendo conseqüentemente, um táxon chave para conservação (IUCN, 2021; NORI *et al.*, 2015; STUART *et al.*, 2004).

As mudanças climáticas causarão uma redução significativa da distribuição geográfica global das espécies de anfíbios (SOUZA *et al.*, 2023). Neste sentido, a redistribuição espacial das espécies criaria novos padrões de co-ocorrência nas comunidades biológicas, em uma escala local (SOUZA *et al.*, 2023). Pesquisas realizadas com anfíbios na América do Sul sugerem também, que dependendo da espécie estudada, as mudanças climáticas podem aumentar, diminuir ou ter um efeito neutro na adequação climática (COSTA *et al.*, 2012; SCHIVO *et al.*, 2019; ZANK *et al.*, 2014). De acordo com a revisão global recente proposta por Manes *et al.* (2021), os anfíbios nativos não-endêmicos da América Central e do Sul são considerados espécies que podem se beneficiar das mudanças climáticas futuras. Por outro lado, as espécies tropicais e subtropicais endêmicas, como as presentes



na Mata Atlântica, apresentaram um grande número de espécies em risco de extinção (MANES *et al.*, 2021).

Na Mata Atlântica, um *hotspot* para conservação global, as mudanças climáticas podem exercer diferentes efeitos sobre a distribuição espacial de anfíbios (LEMES; MELO; LOYOLA, 2014; LOYOLA *et al.*, 2014; RAMALHO *et al.*, 2021; VASCONCELOS; NASCIMENTO; PRADO, 2018). De acordo com o estudo realizado por Lemes, Melo e Loyola (2014), é previsto que as alterações climáticas futuras resultem em uma perda direta de espécies de anfíbios, tanto dentro quanto fora de áreas protegidas da Mata Atlântica. Além da perda prevista de espécies de anfíbios no futuro, Loyola *et al.* (2014) enfatizam que as mudanças climáticas podem levar à uma diminuição da diversidade filogenética de espécies com características mais especializadas, levando a uma perda de funções ecossistêmicas.

As mudanças climáticas irão causar também uma perda total de áreas climaticamente adequadas para os anuros até 2070 na MA, o que poderia resultar na extinção espécies (VASCONCELOS; NASCIMENTO; PRADO, 2018). Contudo, o estudo proposto por Ramalho *et al.* (2021) aponta que as mudanças climáticas terão um efeito espécie-específicos nos anuros, podendo aumentar a adequabilidade climática para sete das dez espécies analisadas. Além disso, o reflorestamento da Mata Atlântica poderia ser uma medida compensatória eficaz para mitigar os impactos negativos das mudanças climáticas futuras sobre os anuros (RAMALHO *et al.*, 2021). Esse reflorestamento pode aumentar a quantidade de habitats específicos para as espécies dependentes de floresta, possibilitando o aumento da sua extensão de ocorrência (COSTA *et al.*, 2018) e também, poderia impedir o “habitat split” (descontinuidade entre os habitats aquáticos e terrestres), favorecendo anuros florestais (BECKER *et al.*, 2007).

### 1.3 Mata Atlântica e diversidade reprodutiva de anuros

Considerado um *hotspot* de conservação biológica, o domínio morfoclimático da Mata Atlântica (MA) é a segunda maior floresta tropical da América do Sul (CARNAVAL *et al.*, 2009; MITTERMEIER *et al.*, 2004; MYERS *et al.*, 2000). Estende-se por 17 Estados brasileiros, abrangendo uma área de aproximadamente 15% do território nacional, e parte do Paraguai e Argentina (MITTERMEIER *et al.*, 2004; MUYLEAERT *et al.*, 2018). A MA é composta por diversas formações florestais

e apresenta uma ampla variedade de relevos, solos e clima, associados a diferentes ecossistemas, tais como manguezais, restingas, brejos e campos de altitude (BERTOLUCI; RODRIGUES, 2002; SILVA *et al.*, 2016).

A heterogeneidade da Mata Atlântica é resultado, principalmente, do amplo gradiente latitudinal, longitudinal e altitudinal, combinados a variações climáticas e formações geomorfológicas (EISENLOHR; OLIVEIRA-FILHO, 2015). Evolutivamente, a MA transformou-se em um mosaico ambiental heterogêneo que propiciou altas taxas de endemismo de espécies de anfíbios, especialmente para os anuros, que encontraram um refúgio climático adequado para sua diversificação e desenvolvimento (CARNAVAL; MORITZ, 2008; CRUMP, 2015).

Hoje a Mata Atlântica apresenta cerca de 707 espécies de anuros descritas, sendo destas 80% endêmicas (FIGUEIREDO *et al.*, 2021). Apesar da intensa fragmentação e modificação da paisagem causada pela ação humana (RIBEIRO *et al.*, 2009), a MA é considerada o bioma brasileiro com a maior diversidade de modos reprodutivos para este grupo (HADDAD; PRADO, 2005; HADDAD *et al.*, 2013; NUNES-DE-ALMEIDA; HADDAD; TOLEDO, 2021). Os modos reprodutivos consistem na combinação de 11 características morfológicas, fisiológicas, ecológicas e comportamentais: (1) tipo de reprodução, (2) macro-habitat de oviposição, (3) tipo de desova, (4) substrato de oviposição, (5) meio que envolve os ovos, (6) construção de ninho, (7) micro-habitat de oviposição, (8) desenvolvimento embrionário, (9) nutrição embrionária, (10) nutrição neonatal, e (11) local de desenvolvimento larval (para mais informações veja NUNES-DE-ALMEIDA; HADDAD; TOLEDO, 2021). São reconhecidos globalmente pelo menos 71 modos reprodutivos distintos para a Ordem Anura (NUNES-DE-ALMEIDA; HADDAD; TOLEDO, 2021), desses, 39 podem ser encontrados na região Neotropical (HADDAD; PRADO, 2005; MALAGOLI *et al.*, 2021).

A diversificação e a especialização dos modos reprodutivos dos anuros estão mais relacionadas com as características do ambiente em que vivem do que com as relações filogenéticas (DUELLMAN; TRUEB, 1994). Dessa forma, a reprodução pode ser considerada um atributo funcional, pois está relacionada ao funcionamento do ecossistema em que a comunidade de anuros está estabelecida (TILMAN, 2001). Entre as espécies encontradas na Mata Atlântica, é possível observar modos reprodutivos mais basais (com oviposição diretamente nos corpos d'água) e mais derivados (com reprodução terrestre), que podem apresentar um certo nível de

resistência às alterações ambientais, tais como as mudanças climáticas (HADDAD; GIOVANELLI; ALEXANDRINO, 2008).

Ao longo de seu ciclo de vida, os anuros podem utilizar uma variedade de habitats reprodutivos, incluindo lagos, riachos, bromélias e serapilheira (HADDAD; PRADO, 2005; CRUMP, 2015). Assim, os anuros podem ser agrupados em diferentes guildas reprodutivas, onde cada uma pode ser composta por inúmeras espécies (ZIMMERMAN; SIMBERLOFF, 1996; BECKER *et al.*, 2010; FERREIRA *et al.*, 2016). Guildas são caracterizadas como um conjunto de espécies que subsistem de um mesmo tipo de recurso, explorando-o de maneira semelhante (SIMBERLOFF; DAYAN, 1991). Esse agrupamento baseia-se na similaridade de uso de um recurso pelas espécies e não pela filogenia (FAUTH *et al.*, 1996).

#### 1.4 Objetivos da Dissertação

O objetivo geral dessa dissertação foi avaliar o efeito das mudanças climáticas sobre o padrão de distribuição da riqueza de espécies de duas guildas reprodutivas de anuros da Mata Atlântica. Mais especificamente, verificar a existência de padrões espaciais, altitudinais e latitudinais, para as guildas como consequência das alterações climáticas futuras entre diferentes cenários.

## REFERÊNCIAS

- ARAGÓN, P. *et al.* Predicted impact of climate change on threatened terrestrial vertebrates in central Spain highlights differences between endotherms and ectotherms. **Animal Conservation**, v.13, p. 363–373, 2010.
- BECKER, C. G. *et al.* Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, v. 318, p. 1775–1777, 2007.
- BECKER, C. G. *et al.* Integrating species life-history traits and patterns of deforestation in amphibian conservation planning. **Diversity and Distributions**, v.16, p. 10–19, 2010.
- BELLARD, C. *et al.* Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, v.15, p. 365-377, 2012.
- BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M. T. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 42, n. 11, p. 287-297, 2002.
- BOTKIN, D.B. *et al.* Forecasting the Effects of Global Warming on Biodiversity. **BioScience**, v. 57, n.3, p. 227-236, 2007.
- CARNAVAL, A.C., MORITZ, C. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 35, p. 1187-1201, 2008.
- CARNAVAL, A.C. *et al.* Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. **Science**, v. 323, p. 785-789, 2009.
- CHARMANTIER, A. *et al.* Adaptive phenotypic plasticity in response to climate change in a wild bird population. **Science**, v. 320, p. 800–803, 2008.
- CHEVIN, L. M.; LANDE, R.; MACE, G. M. Adaptation, plasticity and extinction in a changing environment: towards a predictive theory. **PLoS Biology**, v. 8, n. 4, p. 1-8, 2010.
- COSTA, G.C. *et al.* Biome stability in South America over the last 30 kyr: inferences from long-term vegetation dynamics and habitat modelling. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, p. 285–297, 2018.
- COSTA, T. R. N.; CARNAVAL, A. C.; TOLEDO, L. F. Mudanças climáticas e seus impactos sobre os anfíbios brasileiros. **Revista da Biologia**, v. 8, n. 1, p. 33-37, 2012.
- CRUMP, M. L. Anuran reproductive modes: Evolving perspectives. **Journal of Herpetology**, v. 49, n. 1, p. 1-16, 2015.
- DA SILVEIRA, N.S. *et al.* Future climate change will impact the size and location of breeding and wintering areas of migratory thrushes in South America. **Ornithological Applications**, v.123, p.1-16, 2021.
- DÍAZ, S. *et al.* **Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. Secretariat of the

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, 2019

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1994.

EISENLOHR, P. V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Revisiting patterns of tree species composition and their driving forces in the Atlantic Forests of southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 47, n. 6, p. 689–701, 2015.

FAUTH, J. E. *et al.* Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach. **The American Naturalist**, v. 147, n. 2, p. 282-286, 1996.

FERREIRA, R.B.; BEARD, K. H.; CRUMP, M. L. Breeding Guild Determines Frog Distributions in Response to Edge Effects and Habitat Conversion in the Brazil's Atlantic Forest. **PLOS ONE**, v. 7, p. 1-13, 2016.

FIGUEIREDO, M.S.L. *et al.* Tetrapod diversity in the Atlantic Forest: maps and gaps. *In*: MARQUES, M.C.M.; GRELLER, C.E.V. (eds). **The Atlantic Forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the megadiverse forest**. Springer, Switzerland, 2021.

HADDAD, C. F. B. *et al.* **Guide to the amphibians of the Atlantic Forest: Diversity and biology**. Anolis Books, 2013.

HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.

HADDAD, C.F.B.; GIOVANELLI, J.; ALEXANDRINO, J. O aquecimento global e seus efeitos na distribuição e declínio dos anfíbios. *In*: BUCKERIDGE, M.S. (ed). **Biologia e Mudanças Climáticas no Brasil**. Rima, São Paulo, 2008.

IUCN, 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>.

JOHANSEN, J. L.; JONES, G.P. Increasing ocean temperature reduces the metabolic performance and swimming ability of coral reef damselfishes. **Global Change Biology**, v. 17, p. 2971–2979, 2011.

LEMES, P.; MELO, A. S.; LOYOLA, R. D. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, 23, 357-368, 2014.

LI, Y.; COHEN, J. M.; ROHR, J. R. Review and synthesis of the effects of climate change on amphibians. **Integrative Zoology**, v. 8, p. 145-161, 2013.

LOVEJOY, T. E.; HANNAH, L. J. **Climate change and biodiversity**. Yale Univ. Press, 2006.

LOYOLA, R. D. *et al.* Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. **Ecography**, v. 37, n. 1, p. 65–72, 2014.

MALAGOLI, L. R. *et al.* A new reproductive mode in anurans: Natural history of *Bokermannohyla astartea* (Anura: Hylidae) with the description of its tadpole and vocal repertoire. **PLoS ONE**, v. 16, n. 2, p. 1-30, 2021.

- MANES, S. *et al.* Endemism increases species' risk to climate change in areas of global biodiversity importance. **Biological Conservation**, v. 257, p. 1-11, 2021.
- MITTERMEIER, R. A. *et al.* **Hotspots revisited: Earths biologically richest and most endangered ecoregions**. Mexico City, Mexico: CEMEX, 2004.
- MUYLAERT, R.L. *et al.*, 2018. Uma Nota Sobre Os Limites Territoriais Da Mata Atlântica. **Oecologia Australis**, v. 22, p. 302–311, 2018.
- MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.
- NORI, J. *et al.* Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. **Biological Conservation**, v. 191, p. 367-374, 2015.
- NUNES-ALMEIDA, C.H.; HADDAD, C.F.B.; TOLEDO, L.F. A revised classification of the amphibian reproductive modes. **Salamandra**, v. 57, p. 413-427, 2021.
- PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.37, p.637–669, 2006.
- PARMESAN, C.; YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, v. 421, p. 37–42, 2003.
- PECL, G. T. *et al.* Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. **Science**, v. 355, n. 1389, p. 1-9, 2017.
- POUNDS, J. A. *et al.* Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. **Nature**, v. 439, p. 161-167, 2006.
- RAMALHO, Q. *et al.* Reforestation can compensate negative effects of climate change on amphibians. **Biological Conservation**, v. 260, p. 1-10, 2021.
- RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- SCHIVO, F. *et al.* Distribution and richness of amphibians under different climate change scenarios in a subtropical region of South America. **Applied Geography**, v. 103, p. 70–89, 2019.
- SILVA, A. P. M.; MARQUES, H. R.; SAMBUICHI, R. H. R. **Mudanças no código florestal brasileiro: desafios para a implementação da nova lei**. 1ª Edição. Rio de Janeiro: Ipea/IPC-IG: p. 359, 2016.
- SIMBERLOFF, D.; DAYAN, T. The guild concept and the structure of ecological communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 22, p. 115-143, 1991.
- SOUZA, K. S. *et al.* Evolutionary rescue and geographic range shifts under climate change for global amphibians. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 1-13, 2023.
- STUART, S.N. *et al.* Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 80, n. 306, p.1783- 1786, 2004.
- TILMAN, D. Functional Diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 3, p. 109-120, 2001.
- URBAN, M.C. Escalator to extinction. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. v. 115, n. 47, p. 11871-11873, 2018.

VASCONCELOS, T. S.; NASCIMENTO, B. T. M.; PRADO, V. H. M. Expected impacts of climate change threaten the anuran diversity in the Brazilian hotspots. **Ecology and Evolution**, v. 8, p. 7894-7906, 2018.

WALTHER, G. R. Community and ecosystem responses to recent climate change. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, p. 2019–2024, 2010.

ZANK, C. *et al.* Climate change and the distribution of Neotropical Red Bellied toads (*Melanophryniscus*, Anura, Amphibia): how to prioritize species and populations? **PLoS One**, v. 9, n. 4, p. 1-11, 2014.

ZIMMERMAN, B.L.; SIMBERLOFF, D. An historical interpretation of habitat use by frogs in a Central Amazonian Forest. **Journal of Biogeography**, v. 23, p. 27–46 1996.

## CAPÍTULO 1

### **Up to the highlands and down to the poles: global warming affects the spatial pattern of anuran breeding guilds in the Atlantic Forest**

**Até as terras altas e até os polos: o aquecimento global afeta o padrão espacial das guildas reprodutivas de anuros na Mata Atlântica**

Artigo a ser submetido na Revista *Biodiversity and Conservation*. A formatação e as citações do texto estão de acordo com as normas da revista.

Andressa Adolfo<sup>1\*</sup>, Thadeu Sobral-Souza<sup>2</sup>, Alexandro Marques Tozetti<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, Brasil.

<sup>2</sup> Laboratório de Macroecologia e Conservação da Biodiversidade, Departamento de Botânica e Ecologia, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil.

<sup>3</sup> Laboratório de Ecologia de Vertebrados Terrestres, Programa de Pós-Graduação em Biologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, Brasil.

\* Autor correspondente: andressadolfo@gmail.com

### **Resumo**

As mudanças climáticas futuras são consideradas uma das principais ameaças à biodiversidade e ao bem-estar humano. Espécies tenderão a se movimentar para locais altos (maior altitude) e/ou em direção aos polos (maiores latitudes), resultando em um novo rearranjo espacial da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos em larga escala, principalmente em regiões megadiversas, como a Mata Atlântica. Aqui, nós utilizamos abordagem de previsão de conjunto de modelos de distribuição de espécies e diferentes simulações climáticas futuras, para testar o rearranjo espacial do padrão de riqueza de espécies de duas guildas reprodutivas de anuros na Mata Atlântica em relação a altitude e latitude. Nossos resultados evidenciaram o rearranjo espacial da distribuição futura das espécies, entretanto, cada guilda respondeu de uma maneira diferente em relação às mudanças no clima. Não é surpreendente que as guildas reprodutivas em nosso estudo apresentem diferenças nas respostas, uma vez que estamos analisando espécies com o mesmo comportamento reprodutivo, mas que possuem outras características ecológicas. Isso destaca que o atual padrão de riqueza de espécies pode ser alterado, resultando em uma série de impactos sobre as comunidades de anuros. Nossa



abordagem representa um importante passo para a compreensão dos efeitos das mudanças climáticas na distribuição das guildas reprodutivas de anuros.

**Palavras-chave:** mudanças climáticas, biodiversidade, mata atlântica, anuros, modelos de distribuição de espécies.

## Introdução

O enfrentamento das mudanças climáticas futuras é um grande desafio, uma vez que elas estão entre as principais responsáveis pela atual crise da biodiversidade mundial (Bellard et al., 2012; Steffen et al., 2015). Seus efeitos alteram os processos de montagem das comunidades biológicas, afetando os padrões globais de riqueza e abundância de espécies, características morfológicas e fisiológicas, levando a uma mudança no padrão espacial da distribuição da biodiversidade (Lemes et al., 2014; Parmesan e Yohe 2003; Parmesan, 2006; Pecl et al., 2017), dos serviços ecossistêmicos correlatos afetando diretamente o bem-estar humano (Pecl et al. 2017).

O futuro rearranjo espacial da biodiversidade em função das mudanças climáticas vem recebendo atenção especial principalmente no que tange as estratégias de conservação da biodiversidade (Pörtner et al., 2021). Os padrões geográficos de dispersão e migração da biodiversidade também serão afetados pelas alterações climáticas futuras (Bellard et al., 2012; Parmesan e Yohe 2003; Pecl et al., 2017). Essas previsões indicam o provável deslocamento geográfico da distribuição da biota em direção a latitudes e altitudes mais elevadas, em busca de condições climáticas fisiológicas adequadas (Chen et al., 2011; Parmesan, 2006; Pecl et al., 2017; Urban, 2018), fenômeno conhecido como “rastreamento climático” (Ramalho et al., 2023; Urban, 2018).

A reorganização futura do padrão global da biodiversidade implicaria diretamente em diversas alterações nas comunidades atuais (Warren e Seifert, 2011), tais como: i) novas interações bióticas entre espécies que nunca co-ocorreram antes, ii) estruturação de novas comunidades, e iii) alterações no funcionamento dos ecossistemas (Pecl et al., 2017; Warren e Seifert, 2011). Tais implicações acentuam-se ainda mais em ambientes tropicais e subtropicais ou em regiões altamente impactadas, afetando primeiramente os táxons sensíveis, como os anfíbios que ocorrem na Mata Atlântica (Manes et al, 2021).

Assim, como outros táxons, os anfíbios estão sofrendo a atual crise global de conservação (Alroy, 2015). Contudo, são considerados os vertebrados terrestres com maior proporção de espécies ameaçadas, sendo, portanto, um táxon chave para conservação (IUCN, 2021; Nori et al., 2015; Stuart et al., 2004). Os anfíbios utilizam-se de diferentes estratégias reprodutivas e comportamentais para sobreviver às alterações ambientais, como o aumento da temperatura, sazonalidade da temperatura e as variações nos padrões de precipitação (Walther et al., 2002). Dessa forma, mudanças ambientais assíncronas às comportamentais tornam os anfíbios ainda mais vulneráveis às mudanças climáticas futuras (Dillon et al., 2010).

Aqui avaliamos, pela primeira vez, os efeitos das mudanças climáticas futuras sobre o padrão de distribuição da riqueza de espécies de duas guildas reprodutivas de anuros da Mata Atlântica (MA), um dos principais *hotspots* globais de conservação da biodiversidade (Carnaval et al., 2009; Mittermeier et al., 2004; Myers et al., 2000). Anfíbios anuros são altamente diversos na MA, com registro de aproximadamente 707 espécies, sendo destas 80% endêmicas (Figueiredo et al., 2021). Dentre os vertebrados terrestres, os anuros possuem a maior diversidade de modos reprodutivos (MRs; Nunes-de-Almeida et al., 2021), sendo que a maior parte dessas diferentes estratégias reprodutivas são encontradas na região Neotropical (Haddad e Prado, 2005; Nunes-de-Almeida et al., 2021). Tais modos de reprodução são considerados traços funcionais importantes para a sobrevivência dos anuros e exercem grande influência sobre seus padrões de distribuição, especialmente nos trópicos (Catenazzi, 2011; Lourenço-de Moraes et al., 2020; Vasconcelos et al., 2010).

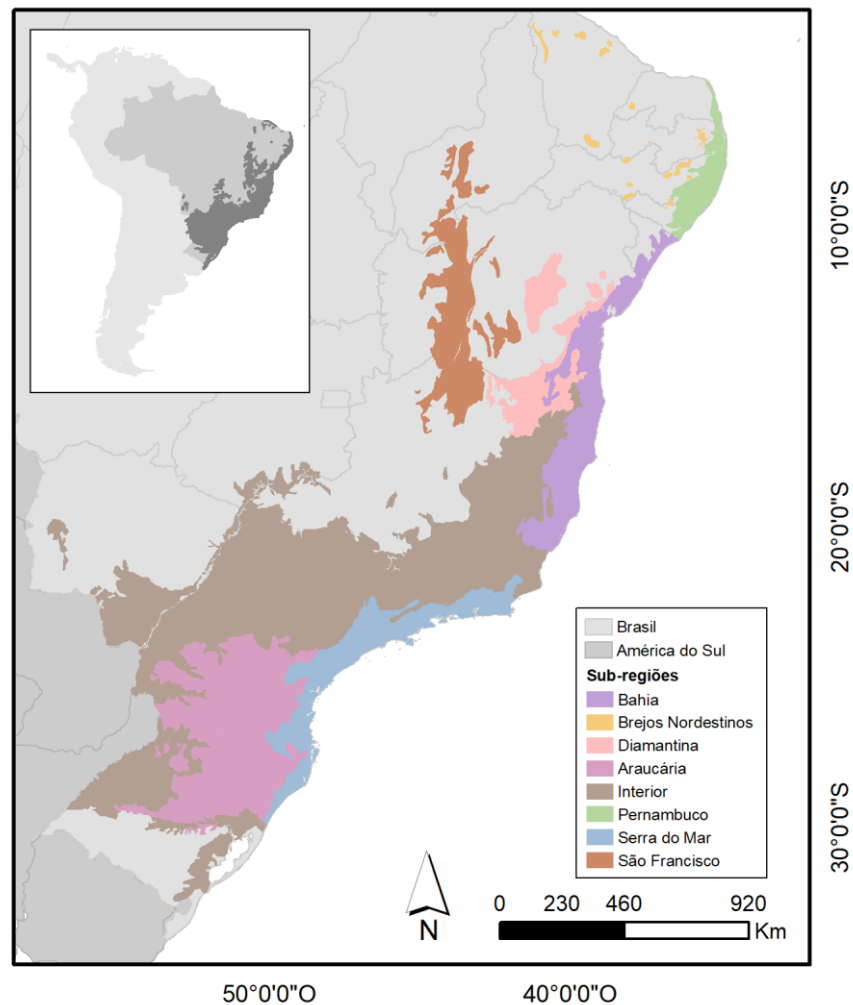
Dado que a MA possui grande amplitude latitudinal e altitudinal, resultando em uma grande heterogeneidade climática (Myers et al., 2000; Vale et al., 2021) e que o padrão futuro da biodiversidade tende à movimentação das espécies para regiões altas e de maior latitude (Pech et al., 2017), nós hipotetizamos que: (1) as mudanças climáticas futuras afetarão os padrões de distribuição das guildas reprodutivas, diminuindo a riqueza de espécies em locais de menor altitude e aumentando a riqueza em maiores altitudes; e (2) as alterações futuras no clima irão promover um deslocamento da distribuição geográfica das espécies das guildas reprodutivas, aumentando a riqueza também em direção a latitudes mais altas.

## Métodos

### Área de estudo

A Mata Atlântica (MA) é conhecida como uma das florestas pluviais tropicais mais ricas em termos de biodiversidade (Morellato e Haddad, 2000; Myers et al., 2000; Tabarelli et al., 2010). Abrange uma área de cerca de 15% do total do território brasileiro, e estende-se por 17 Estados, além de parte do Paraguai e Argentina (Muylaert et al., 2018). Silva e Casteleti (2003) propuseram uma divisão da MA em oito sub-regiões, baseada em uma análise da descrição de diferentes táxons (borboletas, aves e primatas): (a) Brejos Nordestinos, (b) Pernambuco, (c) São Francisco, (d) Diamantina, (e) Bahia, (f) Florestas Interiores, (g) Floresta de Araucária, (h) Serra do Mar (Figura 1). Embora seja latitudinalmente extensa, restam aproximadamente 28% da área original, resultado de modificações e fragmentação de sua vegetação (Rezende et al., 2018), sendo a maioria dos fragmentos remanescentes menores que 50 hectares e desconectados entre si (Ribeiro et al. 2009).

Os altos índices de diversidade e endemismo na Mata Atlântica são normalmente atribuídos ao seu clima histórico (Sobral-Souza e Lima-Ribeiro, 2017). O estudo de Carnaval e Moritz (2008) levanta a hipótese da relação entre as taxas de diversificação da MA e as regiões climaticamente estáveis. Apesar deste histórico climático, a Mata Atlântica é um dos três biomas mais vulneráveis às mudanças climáticas futuras (Bellard et al., 2012).



**Figura 1.** Mapa de distribuição do domínio Mata Atlântica e suas sub-regiões biogeográficas (adaptado de Silva e Casteleti, 2003).

### Dados de ocorrência das espécies

Obtivemos os dados de ocorrência das espécies de anuros baseando-se no *data paper* ATLANTIC-Amphibians (Vancine et al., 2018). Esse banco de dados consiste em um inventário sobre as comunidades de anfíbios amostradas em todo o Bioma Mata Atlântica, extraídas de diferentes referências bibliográficas (artigos, livros, teses e dissertações) entre os anos 1940 e 2017 (Vancine et al., 2018). Cada uma das espécies presentes no *data paper* foi classificada quanto ao seu modo reprodutivo (MR) de acordo com o trabalho de Nunes-de-Almeida et al. (2021), a fim de selecionar quais espécies correspondem a cada guilda reprodutiva.

Neste trabalho utilizamos duas guildas reprodutivas: reprodutores de corpos d'água (MR 16) e reprodutores de serrapilheira (MR 27). Alguns estudos mostram que essas guildas de reprodução podem ser vulneráveis às alterações no ambiente (Ferreira et al., 2016; Almeida-Gomes e Rocha, 2014; Becker et al., 2007; Becker et al., 2010). A caracterização do MR 16 consiste na ausência de ninho, ovos subaquáticos sem espuma colocados em leito de água lótica, prole com desenvolvimento indireto em água lótica (Nunes-de-Almeida et al., 2021). Já o MR 27, consiste na ausência de ninho e com ovos terrestres sem espuma colocados no chão, prole com desenvolvimento direto, i.e., sem a presença de girinos (Nunes-de-Almeida et al., 2021). Modelamos o nicho ecológico, com base no clima, de 44 espécies de anuros (Figuras S1-S22) representadas por pelo menos 10 pontos de ocorrência, sendo 28 espécies da guilda MR 16 e 16 espécies da guilda MR 27 (Tabela S1).

### **Variáveis climáticas**

As variáveis climáticas utilizadas na construção dos modelos foram obtidas através do banco de dados do projeto WorldClim version 2.1 (Fick e Hijmans, 2017) com uma resolução espacial de 5 arc-minutos (aproximadamente 10 km x 10 km no Equador). Apesar dos anuros apresentarem baixa capacidade de locomoção (Cushman, 2006; Duellman e Trueb, 1994), a escolha deste tamanho de célula (resolução) deve-se ao fato de que as mudanças climáticas atuam estruturando e modulando as comunidades em escalas amplas, a partir das células de Hadley (Cavender-Bares et al., 2009; Pecl et al., 2017). Nós baixamos todas as 19 bioclimáticas e selecionamos as variáveis através da Análise Fatorial (Sobral-Souza et al., 2015). Selecionamos cinco variáveis bioclimáticas (Tabela S2): Variação diurna média da temperatura (bio02), Isotermalidade (bio03), Temperatura média do trimestre mais quente (bio10), Precipitação do trimestre mais chuvoso (bio16) e Precipitação do trimestre mais seco (bio17). Essas variáveis climáticas, baseadas na precipitação e temperatura, demonstraram afetar a distribuição de espécies de anuros no Brasil e na Mata Atlântica (Alves-Ferreira et al., 2022; Calixto et al., 2021, no prelo; Giovanelli et al., 2010; Vasconcelos et al., 2018).

Para construir as projeções futuras e testar os efeitos das mudanças climáticas futuras na distribuição da riqueza de espécies de cada guilda reprodutiva,

usamos as projeções climáticas para três períodos futuros: 2041-2060, 2061-2080 e 2081-2100. Seguindo o protocolo de Varela et al. (2015), a fim de reduzir as incertezas, utilizamos 5 diferentes Modelos de Circulação Geral Atmosfera-Oceano (AOGCM) para gerar os modelos climáticos futuros: IPSL-CMA6-LR, MIROC6, MPI-ESM1-2-LR, MRI-ESM2-0 e UKESM1-0-LL. A partir dessas projeções, utilizamos dois cenários de emissão de gases de efeito estufa e de desenvolvimento socioeconômico (IPCC, 2021): (1) IPCC AR-CMIP 6/SSP2-4.5 (emissões intermediárias de gases de efeito estufa) e (2) IPCC AR-CMIP 6/SSP5-8.5 (emissões muito elevadas de gases de efeito estufa).

### **Modelos de Distribuição de Espécies**

Com o objetivo de prever a potencial distribuição da riqueza de espécies de cada guilda reprodutiva, em cenário temporal, nós utilizamos modelos de nicho ecológico com a abordagem de previsão por ensemble baseada no uso de distintos algoritmos matemáticos (Araújo e New, 2007; Araújo et al., 2019). A utilização combinada de algoritmos aumenta a precisão das previsões, pois considera diferentes níveis de tolerância de nicho na potencial distribuição das espécies (Diniz-Filho et al., 2009). Utilizamos 4 algoritmos matemáticos distintos para inferir as distribuições das espécies: (1) Domain (Distância de Gower; Carpenter et al., 1993); (2) Bioclim (Envelope Score; Nix, 1986); (3) SVM (Support Vector Machine; Tax e Duin, 2004); (4) MaxEnt (Maximum Entropy; Phillips e Dudík, 2008). Ao utilizar esses algoritmos, métodos distintos de modelagem são aplicados: dois métodos de presença/background com abordagens de Machine Learning (MaxEnt e SVM) e dois métodos apenas de presença (Bioclim e Domain).

A fim de avaliar os modelos gerados nós calculamos os valores True Skill Statistics (TSS; Allouche et al., 2006). O cálculo do índice TSS é baseado em valores de sensibilidade e especificidade de modelos e os valores variam de -1 a 1, onde valores negativos ou próximos a zero indicam que as previsões não diferem de modelos gerados aleatoriamente, enquanto os modelos com valores próximos a 1 indicam que as distribuições observadas e preditas estão em concordância (Tabelas S3 e S4; Allouche et al., 2006). Para calcular os valores de TSS, foram utilizados a sensibilidade e especificidade máximas, dessa forma, os registros de ocorrência foram divididos em dois subconjuntos, 75% e 25% para treino e teste dos modelos,

respectivamente. Este procedimento foi randomizado 10 vezes para diminuir a autocorrelação entre treino e teste (Peterson et al., 2011) e foi executado para construir os modelos atuais e projetar para o futuro.

Geramos os modelos separadamente para as espécies de cada uma das guildas reprodutivas. Cada espécie obteve 1.200 previsões para modelos climáticos (10 réplicas x 4 algoritmos x 4 período x 2 cenários de emissão de carbono x 5 AOGCMs). Os mapas foram sobrepostos utilizando a abordagem de ensemble por frequência, que emprega o valor máximo de sensibilidade e especificidade para cada modelo construído para transformar o mapa contínuo em binário. A metodologia consiste em concatenar os mapas binários dos mesmos algoritmos e entre os algoritmos para cada uma das espécies, para cada período. As previsões futuras de cada AOGCM foram concatenadas para obter apenas um mapa de predição para cada período futuro em cada cenário climático.

Por fim, para criar um mapa de riqueza para as guildas reprodutivas, nós usamos o método de SSDM (*Stack Species Distribution Models*; Guisan e Rahbeck, 2011) inferindo o *Lowest Presence Threshold* (LPT) para o mapa preditivo de cada espécie e transformamos as frequências contínuas em binárias (Liu et al., 2013). Sobrepondo todos os mapas binários de espécies, obtivemos o número previsto de riqueza de espécies de anuros em cada célula da Mata Atlântica (Figuras S23 – S24). Esse procedimento foi realizado para inferir a riqueza de cada guilda reprodutiva separadamente (Figura S25). Avaliamos a dinâmica temporal de riqueza subtraindo os valores de cenários futuros (gerados através do SSDM) do modelo presente para inferir a perda e o ganho de espécies como resultado das mudanças climáticas. Todos os algoritmos e ensembles descritos foram executados em Ambiente R, utilizando os pacotes *dismo* (Hijmans et al., 2015), *kernlab* (Karatzoglou et al., 2004) e *raster* (Bivand et al., 2019).

### **Avaliação do rearranjo espacial do padrão de riqueza no futuro**

Para avaliar a relação entre latitude e altitude com a riqueza de espécies para cada guilda ao longo do tempo, nós extraímos os valores de riqueza de cada célula do mapa no componente ArcMap versão 10.8 do *software* ArcGIS (ESRI, 2012). Realizamos o mesmo procedimento para extrair os valores de altitude (em metros) e de latitude (em Graus Decimais). Analisamos a relação entre a riqueza de espécies

das guildas com altitude e latitude entre os cenários futuros de mudança climática através de Modelos Lineares Generalizados (GLMs). Os cenários futuros foram representados na análise como fator Tempo. Realizamos o escalonamento das variáveis altitude e latitude através da Normalização Min-Máx, utilizando uma faixa fixa de valores entre 0 e 1. Dessa forma, o valor mínimo de cada variável é transformado em 0 e o valor máximo é transformado em 1. Para os GLMs, utilizamos o parâmetro quasi-Poisson (Wedderburn, 1974) para corrigir a variância dos modelos e em seguida, realizamos uma análise de *deviance* (ANODEV; Lee et al., 2006) baseada na estatística  $F$ , pois nosso parâmetro de dispersão era desconhecido (Paula, 2010). Executamos as análises descritas em Ambiente R, utilizando os pacotes *data.table* (Dowle e Srinivasan, 2022), *tidyverse* (Wickham et al., 2019), *vegan* (Oksanen et al., 2022), *stats* (R Core Team, 2022) e *MuMIn* (Bartón, 2022).

## Resultados

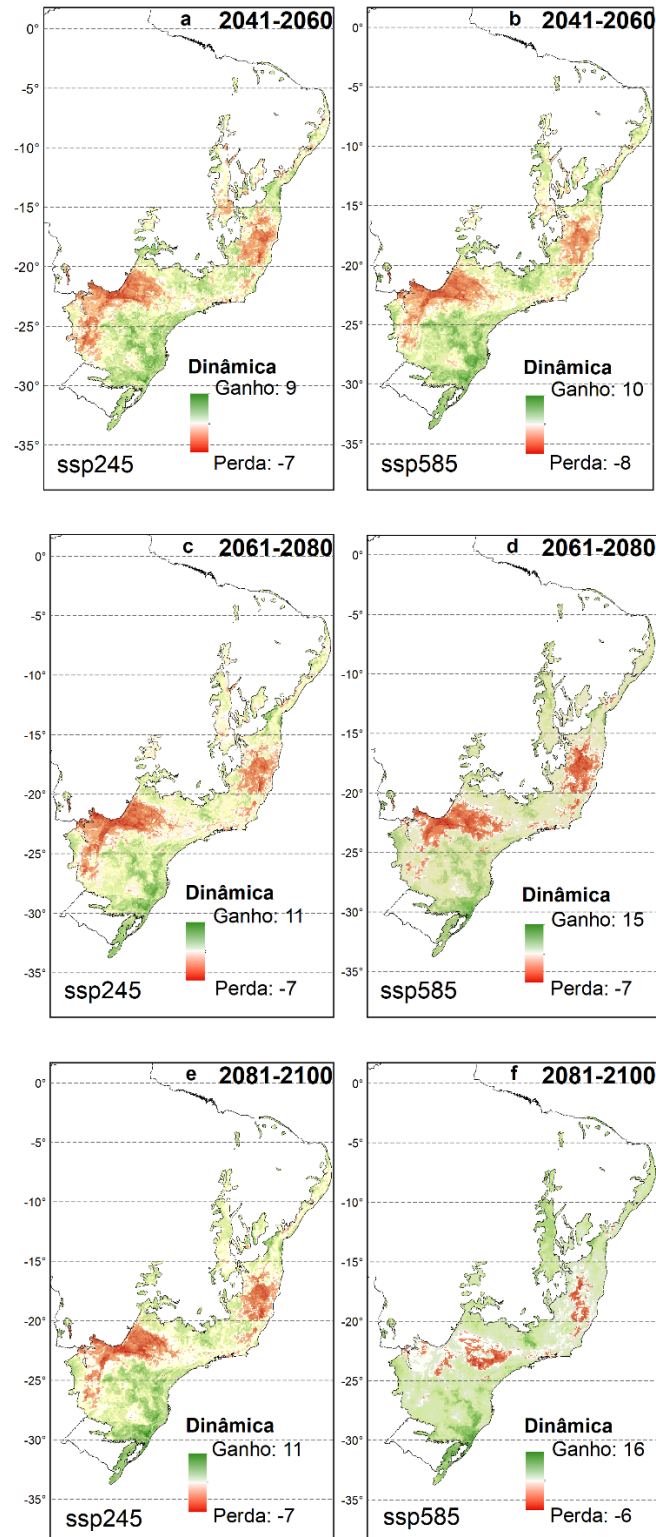
### Guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16)

Nossos resultados sugerem um rearranjo espacial da distribuição das espécies nos cenários climáticos futuros. Tal rearranjo resulta diretamente na modificação no padrão de riqueza de espécies entre o presente e o futuro (Figura 2). Nas predições dos anos 2041-2060 haverá um deslocamento longitudinal da riqueza, com ganho de espécies em locais de menor longitude como as sub-regiões Araucária e Serra do Mar (Figuras 2a e 2b). Esse padrão demonstra também a perda de espécies nas Mata de Interior (região de ecótono com Cerrado e Chaco), devido a dispersão das espécies para ambientes climaticamente adequados no interior da Mata Atlântica (local com ganho de espécies; Figuras 2a e 2b). Contudo, ao longo da dispersão longitudinal, e por conta do relevo da Mata Atlântica, as espécies tenderão a dispersar-se também para maiores altitudes, resultando na tendência de ganho de espécies em ambientes mais altos e perda de espécies em ambientes mais baixos. As previsões para 2061-2080 e 2081-2100 indicam, por sua vez, um forte padrão latitudinal de riqueza, e não longitudinal e altitudinal como as predições dos anos 2041-2060, com ganho de espécies na região sul da Mata Atlântica (Figuras 2c – 2f). Todos os modelos de dinâmica temporal de riqueza



apresentam uma perda de espécies na sub-região Bahia, onde altitudes baixas prevalecem (Figura 2). A análise de *deviance* demonstrou que a relação entre a riqueza de espécies com altitude e latitude entre os cenários futuros de mudança climática é significativa (Tabela 1).

### Guildd reprodutores de corpos d'água



**Figura 2.** Dinâmica temporal da riqueza de espécies para a guilda reprodutores de corpos d'água (modo Reprodutivo 16) na Mata Atlântica, de acordo com os modelos gerados em cenários futuros de mudanças climáticas: **(a)** cenário SSP2-4.5 para 2041 – 2060; **(b)** cenário SSP5-8.5 para 2041 – 2060; **(c)** cenário SSP2-4.5 para 2061 – 2080; **(d)** cenário SSP5-8.5 para 2061 – 2080; **(e)** cenário SSP2-4.5 para 2081 – 2100; **(f)** cenário SSP5-8.5 para 2081 – 2100.

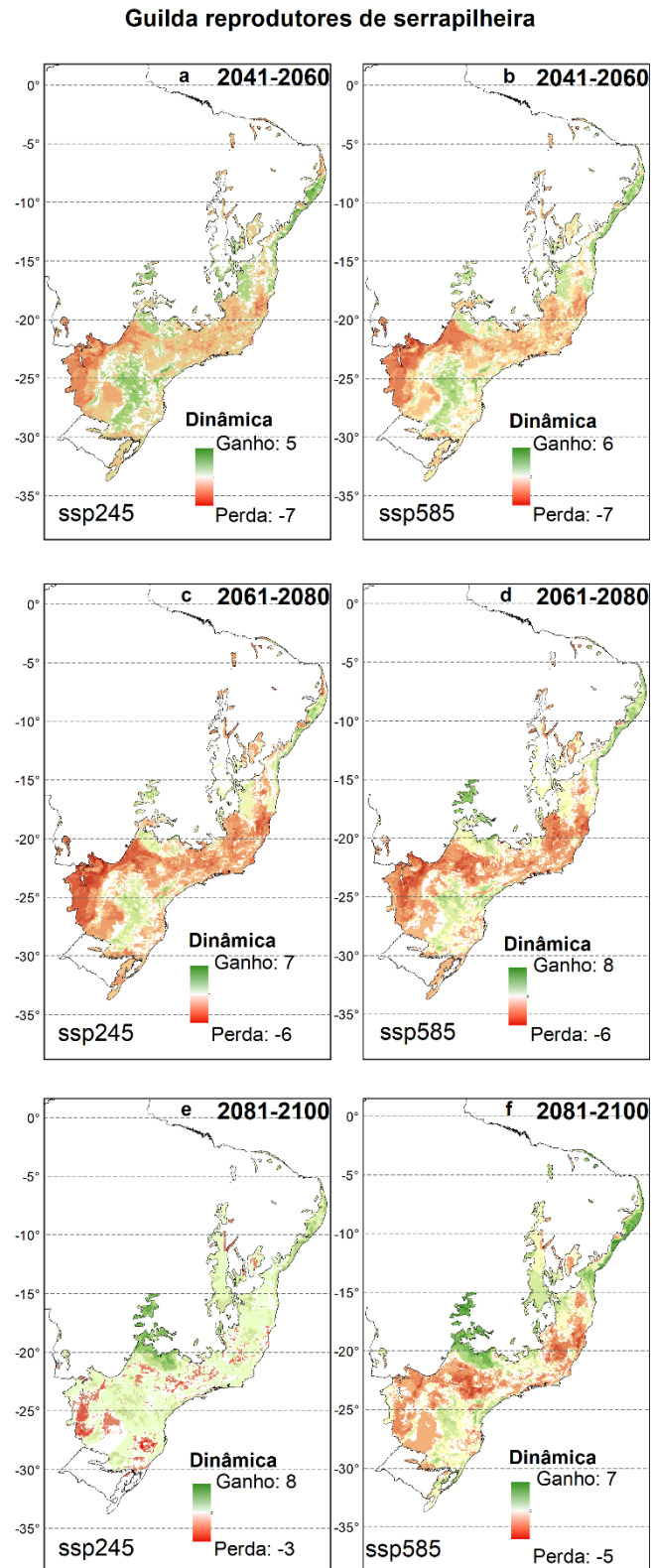
**Tabela 1.** Análise de *deviance* (Modelos Lineares Generalizados) para a guilda reprodutores de corpos d'água (modo Reprodutivo 16). A variável resposta é riqueza de espécies. A variável Tempo representa os cenários futuros de mudança climática.

<b>Variáveis</b>	<b>df</b>	<b>Deviance</b>	<b>Residual df</b>	<b>Residual deviance</b>	<b>p-value</b>
Null	1		141833	263933	
Altitude	1	38.8	141832	263894	<0.001
Latitude	5	11335.0	141831	252559	<0.001
Tempo	1	25678.1	141826	226881	<0.001
Altitude - Latitude	5	315.0	141825	226566	<0.001
Altitude - Tempo	5	1100.6	141820	225465	<0.001
Latitude - Tempo	5	870.4	141815	224595	<0.001
Altitude – Latitude - Tempo	5	4521.6	141810	220343	<0.001

Nota: O parâmetro para corrigir a variância dos modelos é quasi-Poisson.

### **Guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27)**

De modo geral, nossos achados indicam que, para os cenários futuros de mudança climática, haverá uma movimentação das espécies, resultando em um aumento de riqueza em latitudes mais baixas (Figura 3). Estas áreas estão situadas na porção norte da MA, onde altitudes mais baixas predominam. Todas as simulações de cenários climáticos futuros indicaram uma perda de espécies na região de ecótono entre Mata Atlântica e Cerrado/Chaco, na sub-região Interior. Os modelos para o período 2041-2060 (Figuras 3a e 3b) mostram um deslocamento longitudinal da riqueza no sentido da região Araucária (ambiente de maior altitude e maior latitude), entretanto, também indicam um aumento da riqueza nas sub-regiões Bahia e Pernambuco (áreas com latitudes mais baixas). Os cenários para 2061-2080 e 2081-2100 (Figuras 3c – 3f) indicam um rearranjo espacial da riqueza, com forte padrão latitudinal em direção à região norte da MA (sub-regiões Bahia e Pernambuco), similar ao resultado das previsões para 2041-2060. Além disso, um aumento da riqueza pode ser observado na região centro-oeste, ambiente caracterizado como um ecótono entre Mata Atlântica e Cerrado (sub-região Interior), possuindo altitudes moderadas (Figuras 3d – 3f). A análise de *deviance* indicou uma relação significativa entre a riqueza de espécies da guilda com altitude e latitude entre os cenários futuros (Tabela 2).



**Figura 3.** Dinâmica temporal da riqueza de espécies para a guilda reprodutores de serrapilheira (modo Reprodutivo 16) na Mata Atlântica, de acordo com os modelos gerados em cenários futuros de mudanças climáticas: **(a)** cenário SSP2-4.5 para 2041 – 2060; **(b)** cenário SSP5-8.5 para 2041 – 2060; **(c)** cenário SSP2-4.5 para 2061 – 2080; **(d)** cenário SSP5-8.5 para 2061 – 2080; **(e)** cenário SSP2-4.5 para 2081 – 2100; **(f)** cenário SSP5-8.5 para 2081 – 2100.

**Tabela 2.** Análise de *deviance* (Modelos Lineares Generalizados) para a guilda reprodutores de serrapilheira (modo Reprodutivo 16). A variável resposta é riqueza de espécies. A variável Tempo representa os cenários futuros de mudança climática.

Variáveis	df	Deviance	Residual df	Residual deviance	p-value
Null	1		121571	285703	
Altitude	1	11.6	121570	285691	<0.05
Latitude	5	97.9	121569	285593	<0.001
Tempo	1	21143.8	121564	264450	<0.001
Altitude - Latitude	5	3865.0	121563	260585	<0.001
Altitude - Tempo	5	66.7	121558	260518	<0.001
Latitude - Tempo	5	519.0	121553	259999	<0.001
Altitude – Latitude - Tempo	5	222.9	121548	259776	<0.001

Nota: O parâmetro para corrigir a variância dos modelos é quasi-Poisson.

## Discussão

Nossos resultados indicam um rearranjo espacial das espécies de anuros da Mata Atlântica como resultado direto das mudanças climáticas futuras. As previsões para a guilda reprodutores de corpos d'água (MR 16) corroboram nossas hipóteses de que a riqueza de espécies seria maior em altitudes e latitudes (sentido polos) mais elevadas. Entretanto, as previsões para a guilda reprodutores de serrapilheira (MR 27) refutaram nossas hipóteses, uma vez que a riqueza de espécies se concentrou em ambientes com altitudes e latitudes mais baixas. Tais achados demonstram que outras características ambientais, além das climáticas, poderão estruturar as comunidades de anuros da Mata Atlântica.

Os efeitos das mudanças climáticas futuras no padrão espacial da riqueza de espécies da guilda reprodutores de corpos d'água (MR16), encontrados em nosso estudo, indicam um deslocamento em direção à ambientes altos e latitudes maiores. Esse deslocamento, altitudinalmente ascendente e para os polos, em busca de condições climáticas mais adequadas é previsto para os anfíbios (Bustamante et al., 2005; Giaretta et al., 1999; Jiménez-Robles et al., 2017; Ramalho et al., 2023; Enriquez-Urzelai et al., 2019) e outros grupos taxonômicos, como aves (Da Silveira et al., 2021; Uher-Koch et al., 2021), mamíferos (Moritz et al., 2008; Rowe et al., 2015) e insetos (Hill et al., 2021; McCain e Garfinkel, 2021; Santos et al., 2018). Entretanto, o padrão de distribuição encontrado para a guilda reprodutores de serrapilheira (MR 27) foi o inverso, apontando um deslocamento no sentido norte da MA, para ambientes com latitudes e altitudes menores.

A diferença de respostas entre as guildas reprodutivas em nosso estudo não é surpreendente, uma vez que estamos utilizando espécies com o mesmo comportamento reprodutivo, mas com outros traços ecológicos e particularidades. A utilização dos traços funcionais, como a reprodução, pode melhorar o entendimento das previsões em relação às alterações na distribuição das espécies (Estrada et al., 2016). Anfíbios que possuem modos reprodutivos mais especializados ou mais basais podem apresentar resistência às mudanças climáticas causadas pelo aquecimento, podendo expandir suas áreas de ocorrência (Haddad et al., 2008). Dessa forma, é esperado que os efeitos das alterações climáticas futuras sobre o padrão de distribuição dos anuros seja diferente em espécies com reprodução terrestre e reprodução aquática (Landeiro et al., 2014).

Diante das mudanças climáticas, esse rearranjo geográfico pode ocasionar uma série de impactos sobre as comunidades de anuros, como alterações na disponibilidade de alimento e habitats adequados (Haddad et al., 2008), aumento de interações biológicas de diversas ordens (competição e co-ocorrência de espécies; Haddad et al., 2008) e alterações no comportamento de vocalização (Lingnau e Bastos, 2007). De fato, mudanças nos regimes de temperatura e precipitação influenciam fortemente a biologia reprodutiva de anfíbios (Donnelly e Crump, 1998), que por sua vez, exerce grande impacto sobre os padrões de distribuição das espécies (Catenazzi, 2011; Lourenço-de Moraes et al., 2019; Vasconcelos et al., 2010).

Modelos de distribuição de espécies podem ser uma ferramenta valiosa para auxiliar estratégias de conservação, entretanto, podem não ser capazes de prever completamente a distribuição das espécies (Austin, 2007; Diniz-Filho et al., 2009; Guisan e Thuiller, 2005). Técnicas como o SSDM não consideram fatores como a disponibilidade de energia, capacidade de dispersão individual dos táxons (Guisan e Rahbek, 2011) e interações bióticas (algo primordial para montagem de comunidades em regiões tropicais; Myers et al., 2013). Nesse sentido, a hipótese do ruído Eltoniano sugere que eventos aleatórios, como perturbações ecológicas e interações específicas, afetam a distribuição das espécies, além do clima (Peterson et al., 2011; Soberón e Nakamura 2009). Esses eventos podem causar mudanças imprevisíveis na disponibilidade de recursos e nas interações entre as espécies, resultando em variações na distribuição dos organismos ao longo do tempo e

espaço (Pearson e Dawson, 2003; Peterson et al., 2011; Soberón e Nakamura, 2009).

Embora os modelos climáticos sejam amplamente utilizados na previsão de padrões espaciais da biodiversidade, modelos hierárquicos que utilizem clima e métricas de paisagem como estruturadores de comunidades podem responder de maneira mais forte, pois atuam em escalas mais finas (Cavender-Bares et al., 2009; Sobral-Souza et al., 2021). As modificações na paisagem são fatores importantes que afetam diversos processos ecológicos como dispersão e movimentação dos indivíduos e estão sendo negligenciados em análises macroecológicas (Sobral-Souza et al., 2021). Apesar da sua relevância para a conservação biológica, é importante lembrar que esses modelos são simplificações da realidade e, portanto, devem ser utilizados com cautela. Independente disso, os padrões gerais observados em nosso estudo não são inválidos, mas requerem atenção ao interpretá-los à nível de comunidade.

Apesar da modelagem de distribuição de espécies apresentar limitações, nossa abordagem representa um passo importante para o entendimento dos impactos das alterações no clima sobre a distribuição das guildas reprodutivas de anuros. Estudos futuros utilizando modelos hierárquicos com variáveis de paisagem são necessários para desvendar os processos na formação dos padrões de riqueza de espécies. Além disso, abordar outros aspectos como diversidade funcional e filogenética são essenciais para alcançar resultados robustos que possam auxiliar no planejamento sistemático da conservação dos anuros na Mata Atlântica.

## Referências

- Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J. App. Ecol.* 43, 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>.
- Almeida-Gomes, M., Rocha, C. F. D. 2014. Habitat loss reduces the diversity of frog reproductive modes in an Atlantic Forest fragmented landscape. *Biotropica* 47, 113–118. <https://doi.org/10.1111/btp.12168>.
- Alroy, J. 2015. Current extinction rates of reptiles and amphibians. *Proc Natl Acad Sci USA* 112, 407 13003. doi:10.1073/pnas.1508681112.
- Alves-Ferreira, G., Giné, G.A.F., Fortunato, A.S., Solé, M., Heming, N.M. 2022. Projected responses of Cerrado anurans to climate change are mediated by

biogeographic character. *Perspect. Ecol. Conserv.* 20, 126-131.  
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.12.001>.

Araújo, M. B., Anderson, R.P., Barbosa, A.M., Beale, C.M., Dormann, C.F., et al. 2019. Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Sci. Adv.* 5(1), 1-11. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat4858>.

Araújo, M.; New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol. Evol.* 22, 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>.

Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecol Modell* 200, 1-19.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.07.005>.

Bartón, K. 2022. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.47.1,  
<<https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>>.

Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., Batista, R.F. Prado, P.I. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318, 1775–1777.  
<https://doi.org/10.1126/science.1149374>.

Becker, C. G., Loyola, R. D., Haddad, C. F. B., Zamudio, K. R. 2010. Integrating species life-history traits and patterns of deforestation in amphibian conservation planning. *Divers. Distrib.* 16, 10–19. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00625.x>.

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecol. Lett.* 15, 365-377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>.

Bivand, R., T. Keitt, B. Rowlingson, E. Pebesma, M. Summer, R. Hijmans, E. Rouault, F. Warmerdam, J. Ooms, and C. Rundel. 2019. Package rgdal: Bindings for the “Geospatial” Data Abstraction Library. R package version 1.4-8 0.

Bustamante, M. R., Ron, S. R., Coloma, L. A. 2005. Cambios en la diversidad en siete comunidades de anuros en los Andes de Ecuador. *Biotropica* 37:180–189.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00025.x>.

Calixto, P.O., Brum, F.T., Crivellari, L.B., Moura, M.O. 2021. Climate change will threaten endemic frogs in the Araucaria Forests of South America. *Oecologia*, No prelo.

Carnaval, A.C., Moritz, C. 2008. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *J. Biogeogr.* 35, 1187-1201.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01870.x>.

Carnaval, A.C., Hickerson, M.J., Haddad, C.F.B., Rodrigues, M.T., Moritz, C. 2009. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. *Science* 323, 785-789. <https://doi.org/10.1126/science.1166955>.

Carpenter, G., Gillison, A. N., Winter, J. 1993. DOMAIN: A flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiv. Conserv.* 2, 667–680. <https://doi.org/10.1007/BF00051966>.



- Catenazzi, A. 2011. Temperature constraint of elevational range of tropical amphibians: Response to Forero-Medina et al. *Conserv. Biol.*, 25, 425. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01667.x>
- Cavender-Bares, J., Kozak, K.H., Fine, P.V.A., Kembel, S.W. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecol. Lett.* 12, 693–715. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01314.x>.
- Cushman, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biol. Conserv.* 128, 231-240. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>.
- Da Silveira, N.S., Vancine, M.H., Jahn, A.E., Pizo, M.A., Sobral-Souza, T. 2021. Future climate change will impact the size and location of breeding and wintering areas of migratory thrushes in South America. *Ornithol. Appl.* 123, 1-16. <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duab006>.
- Dillon, M.E., Wang, G., Huey, R.B., 2010. Global metabolic impacts of recent climate warming. *Nature* 467, 704–706. <https://doi.org/10.1038/nature09407>.
- Diniz-filho, J.A.F., Bini, L.M., Rangel, T.F., Loyola, R.D., Hof, C.; Nogués-Bravo, D.; Araújo, M.B. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*. 32, 897–906. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x>.
- Donnelly, M., Crump, M., 1998. Potential effects of climate change on two neotropical amphibian assemblages. *Clim. Chang.* 39, 541–561. <https://doi.org/10.1023/A:1005315821841>.
- Dowle, M., Srinivasan, A. 2022. `data.table`: Extension of ``data.frame``. R package version 1.14.6, <<https://CRAN.R-project.org/package=data.table>>.
- Duellman, W.E., Trueb, L. 1994. *Biology of Amphibians*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Enriquez-Urzelai, U., Bernardo, N., Moreno-Rueda, G., Montori, A., Llorente, G. 2019. Are amphibians tracking their climatic niches in response to climate warming? A test with Iberian amphibians. *Clim. Change* 154, 289-301. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02422-9>.
- ESRI. ArcGIS for DESKTOP (Version 10) [Computer software]. Redlands, CA, 2012.
- Estrada, A., Morales-Castilla, I., Caplat, P., Early, R. 2016. Usefulness of Species Traits in Predicting Range Shifts. *Trends Ecol. Evol.* 31(3), 190-203. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.12.014>.
- Ferreira, R.B., Beard, K.H., Crump, M.L. 2016. Breeding Guild Determines Frog Distributions in Response to Edge Effects and Habitat Conversion in the Brazil's Atlantic Forest. *PLoS One*. 7, 1-13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156781>.
- Fick, S.E., Hijmans, R.J. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 37, 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- Figueiredo M.S.L., Weber M.M., Brasileiro, C.A., Cerqueira, R., Grelle, C.E.V., Jenkins, C.N., Solidade, C.V., Thomé, M.T.C., Vale, M.M., Lorini, M.L. 2021.

Tetrapod diversity in the Atlantic Forest: maps and gaps. In: Marques MCM, Grelle CEV (eds) *The Atlantic Forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the megadiverse forest*. Springer, Switzerland

Giaretta, A.A. et al. 1999. Diversity and Abundance of Litter Frogs in a Montane Forest of a Southeastern Brazil: Seasonal and Altitudinal Changes. *Biotropica*, 31(4), 669-674. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00416.x>.

Giovanelli, J.G.R., Siqueira, M.F., Haddad, C.F.B., Alexandrino, J. 2010. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. *Ecol. Modelling*. 221, 215-224. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.10.00>.

Guisan, A., & Rahbek, C. 2011. SESAM – A new framework integrating macroecological and species distribution models for predicting spatio-temporal patterns of species assemblages. *J. Biogeogr.* 38, 1433–1444. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02550.x>.

Guisan, A., Thuiller, W. 2005. Predicting species distributions: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8: 993-1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>.

Haddad, C.F.B., Giovanelli, J., Alexandrino, J., 2008. O aquecimento global e seus efeitos na distribuição e declínio dos anfíbios. In: Buckeridge, M.S. (ed) *Biologia e Mudanças Climáticas no Brasil*. Rima, São Paulo.

Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J., Elith, J. 2015. Dismo: Species distribution modeling. R Package Version 1.0-12.

Hill, G.M., Kawahara, A.Y., Daniels, J.C., Bateman, C.C. 2021. Climate change effects on animal ecology: butterflies and moths as a case study. *Biol. Rev.* 96(50), 2113-2126. <https://doi.org/10.1111/brv.12746>.

IPCC, 2021: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., Maycock, T.K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., Zhou, B. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>.

IUCN, 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. URL <<https://www.iucnredlist.org/>>.

Jiménez-Robles, O., Guayasamin, J.M., Ron, S.R., De la Riva, I. 2017. Reproductive traits associated with species turnover of amphibians in Amazonia and its Andean slopes. *Ecol. Evol.* 7(8), 2489-2500. <https://doi.org/10.1002/ece3.2862>.

Karatzoglou, A., K. Hornik, A. Smola, and A. Zeileis 2004. kernlab - An S4 package for kernel methods in R. *J. Stat. Softw.* 11:1–20. <https://doi.org/10.18637/jss.v011.i09>.

Landeiro, V.L., Waldez, F., Menin, M. 2014. Spatial and environmental patterns of Amazonian anurans: Differences between assemblages with aquatic and terrestrial

reproduction, and implications for conservation management. *Nat. Conserv.* 12(1), 42-46. <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.008>.

Lee, Y., Nelder, J. A., Pawitan, Y. 2006. *Generalized Linear Models with Random Effects*. New York: Chapman & Hall.

Lemes, P., Melo, A.S., Loyola, R.D. 2013. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodivers. Conserv.*, 23, 357-368. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0605-2>.

Lingnau, R., Bastos, R.P., 2007. Vocalizations of the Brazilian torrent frog *Hylodes heyeri* (Anura: Hylodidae): repertoire and influence of air temperature on advertisement call variation. *J. Nat. Hist.* 41, 1227–1235. <https://doi.org/10.1080/00222930701395626>.

Liu, C., White, M., Newell, G. 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *J. Biogeogr.* 40, 778–789. <https://doi.org/10.1111/jbi.12058>.

Lourenço-de-Moraes, R., Campos, F.S., Ferreira, R.B., Beard, K.H., Solé, M., Llorente, G.A., Bastos, R.P. 2020. Functional traits explain amphibian distribution in the Brazilian Atlantic Forest. *J. Biogeogr.* 47, 275-284. <https://doi.org/10.1111/jbi.13727>.

Manes, S., Costello, M.J., Beckett, H., Debnath, A., Devenish-Nelson, E., Grey, K.-A., Jenkins, R., Ming Khan, T., Kiessling, W., Krause, C., Maharaj, S.S., Midgley, G.F., Price, J., Talukdar, G., Vale, M.M., 2021. Endemism increases species' risk to climate change in areas of global biodiversity importance. *Biol. Conserv.* 257, 109070. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109070>.

McCain, C.M., Garfinkel, C.F. 2021. Climate change and elevational range shifts in insects. *Curr. Opin. Insect. Sci.* 47, 111-118. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2021.06.003>.

Mittermeier, R. A., Robles-Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J. D., Brooks, T. B., Mittermeier, C. G., Lamoreux, J., da Fonseca, G. A. B. 2004. Hotspots revisited: Earths biologically richest and most endangered ecoregions. Mexico City, Mexico: CEMEX.

Morellato, L. P. C., & Haddad, C. F. B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4), 786–792.

Moritz, C., Patton, J.L., Conroy, C.J., Parra, J.L., White, G.C., Beissinger, S.R. 2008. Impact of a Century of Climate Change on Small-Mammal Communities in Yosemite National Park, USA. *Science* 322, 261-264. <https://doi:10.1126/science.1163428>.

Muyllaert, R.L., Vancine, M.H., Bernardo, R., et al., 2018. Uma Nota Sobre Os Limites Territoriais Da Mata Atlântica. *Oecologia Aust.* 22, 302–311. <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2203.09>.

Myers, J.A., Chase, J.M., Jiménez, I., Jørgensen, P.M., Araujo-Murakami, A., Paniagua-Zambrana, N., Seidel, R. 2013. Beta-diversity in temperate and tropical forests reflects dissimilar mechanisms of community assembly. *Ecol. Lett.* 16, 151-157. <https://doi.org/10.1111/ele.12021>.

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nix, H. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. 1986. In: Longmore, R (ed.). *Atlas of Elapid Snakes of Australia*. Australian Government Publishing Service: Canberra, Australia, p. 4–15.
- Nori, J., Lemes, P., Urbina-Cardona, N., Baldo, D., Lescano, J., Loyola, R. 2015. Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: a global overview. *Biol. Conserv.* 191: 367-374. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.028>.
- Nunes-Almeida, C.H., Haddad, C.F.B.; Toledo, L.F. 2021. A revised classification of the amphibian reproductive modes. *Salamandra*. 57, 413-427.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., et al. 2022. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37:637–669. <https://doi:10.1146/annurev.ecolsys.37.09>.
- Parmesan, C., Yohe, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nat.* 421, 37–42. <https://doi.org/10.1038/nature01286>.
- Paula, G. A. 2010. *Modelos de regressão com apoio computacional*. São Paulo: IME-USP.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 12, 361–371. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>.
- Pecl, G.T., Araújo, M.B., Bell, J.D., Blanchard, J., et al. 2017. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Sci.* 355, eaai9214. <https://doi:10.1126/science.aai9214>.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Araújo, M. B. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press: Princeton, NJ, USA.
- Philipps, S.J.; Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*. 31, 161–175. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>.
- Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W.L., Diamond, S., Donatti, C., Duarte, C., Eisenhauer, N., Foden, W., Gasalla, M.A., Handa, C., Hickler, T., Hoegh-Guldberg, O., Ichii, H., 2021. *IPBES-IPCC Co-Sponsored Workshop Report on Biodiversity and Climate Change*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4659158>.
- R Core Team. 2022. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

- Ramalho, Q., Vale, M.M., Manes, S., Diniz, P., Malecha, A., Prevedello, J.A. 2023. Evidence of stronger range shift response to ongoing climate change by ectotherms and high-latitude species. *Biol. Conserv.* 279, 109911. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109911>.
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., et al. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.* 16(4), 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142(6), 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.
- Rowe, K.C., Rowe, K.M.C., Tingley, M.W., Koo, M.S., Patton, J.L., Conroy, C.J., Perrine, J.D., Beissinger, S.R., Moritz, C. 2015. Spatially heterogeneous impact of climate change on small mammals of montane California. *Proc. Royal Soc. B* 282, 20141857–20141857. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1857>.
- Santos, J.P., Sobral-Souza, T., Brown Jr., K., Vancine, M.H., Ribeiro, M.C., Freitas, A.V.L. 2018. Effects of landscape modification on species richness patterns of fruit-feeding butterflies in Brazilian Atlantic Forest. *Divers. Distrib* 26(2), 196-208. <https://doi.org/10.1111/ddi.13007>.
- Silva, J. M. C., Casteleti, C. H. M. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I. G. (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity status, threats, and outlook*. pp. 43–59. Washington, DC: CABS and Island Press.
- Soberón, J., Nakamura, M. 2009. Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *PNAS*, 106(2), 19644–19650. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901637106>
- Sobral-Souza, T., Lima-Ribeiro, M. S., Solferini, V. N. 2015. Biogeography of Neotropical Rainforests: Past connections between Amazon and Atlantic Forest detected by ecological niche modeling. *Evol. Ecol.* 29, 643–655. <https://doi.org/10.1007/s10682-015-9780-9>.
- Sobral-Souza, T., Lima-Ribeiro, M.S. 2017. De volta ao passado: Revisitando a história biogeográfica das florestas neotropicais úmidas. *Oecologia Aust.* 21, 93-107. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2017.2102.01>.
- Sobral-Souza, T., Santos, J.P., Maldaner, M.E., Lima-Ribeiro, M.S., Ribeiro, M.C. 2021. EcoLand: A multiscale niche modelling framework to improve predictions on biodiversity and conservation. *Perspect. Ecol. Conserv* 19(3), 362-368. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.03.008>.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., De Vries, W., De Witt, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Sci.* 347, 1-10. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Neil, A.C., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Waller, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions

worldwide. *Science* 80(306), 1783- 1786. <https://doi.org/10.1126/science.1103538>.

Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., & Peres, C. A. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biol. Conserv.* 143(10), 2328–2340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>

Tax, D.M.J., Duin, R.P.W. 2004. Support vector data description. *Machine Learning*. 54, 45–66.

Uher-Koch, B.D., Buchheit, R.M., Eldermire, C.R., Wilson, H.M., Schmutz, J.A., 2021. Shifts in the wintering distribution and abundance of emperor geese in Alaska. *Glob. Ecol. Conserv.* 25 <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01397>.

Urban, M.C., 2018. Escalator to extinction. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115, 11871–11873. <https://doi.org/10.1073/pnas.1817416115>.

Vale, M.M., Arias, P.A., Ortega, G., Cardoso, M., Oliveira, B.F.A., Loyola, R., Scarano, F.R. 2021. Climate Change and Biodiversity in the Atlantic Forest: Best Climatic Models, Predicted Changes and Impacts, and Adaptation Options. In: Marques MCM, Grelle CEV (eds) *The Atlantic Forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the megadiverse forest*. Springer, Switzerland.

Vancine, M.H., Duarte, K.S., Souza, Y.S., Giovanelli, J.G.R., et al. 2018. Atlantic Amphibians: a data set of amphibian communities from the Atlantic Forests of South America. *Ecology*. 99, 1692. <https://doi.org/10.1002/ecy.2392>.

Varela, S., Lima-Ribeiro, M. S., Terribile, L. C. 2015. A short guide to the climatic variables of the last glacial maximum for biogeographers. *PLoS One*. 10, 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129037>.

Vasconcelos, T.S., Nascimento, B.T.M., Prado, V.H.M. 2018. Expected impacts of climate change threaten the anuran diversity in the Brazilian hotspots. *Eco. Evol.* 8, 7894-7906. <https://doi.org/10.1002/ece3.4357>.

Vasconcelos, T.S., Santos, T.G., Haddad, C.F.B., Rossa-Feres, D.C. 2010. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. *J. Trop. Ecol.* 26, 423-432. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000167>.

Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389–395. <https://doi.org/10.1038/416389a>.

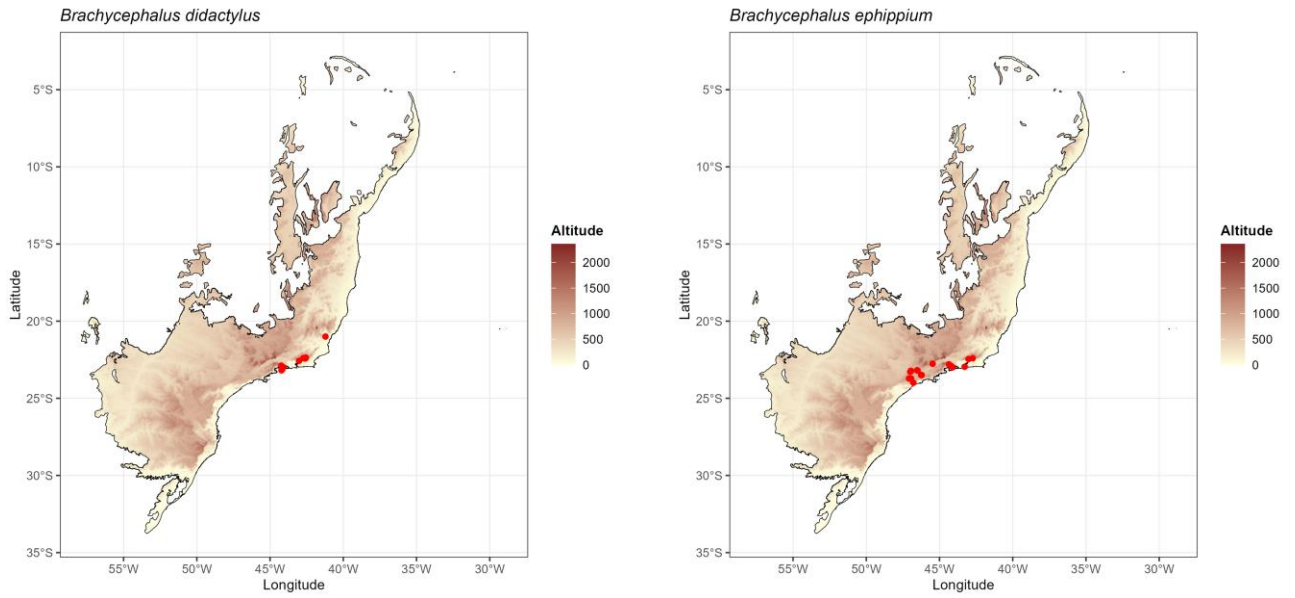
Warren, D.L., Seifert, S. N. 2011. Ecological niche modeling in Maxent: The importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecol. Appl.* 21:2, 335–342. <https://doi.org/10.1890/10-1171.1>.

Wedderburn, R.W.M. 1974. Quasi-Likelihood Functions, Generalized Linear Models, and the Gauss-Newton Method. *Biometrika* 61(3), 439-447. <https://doi.org/10.2307/2334725>.

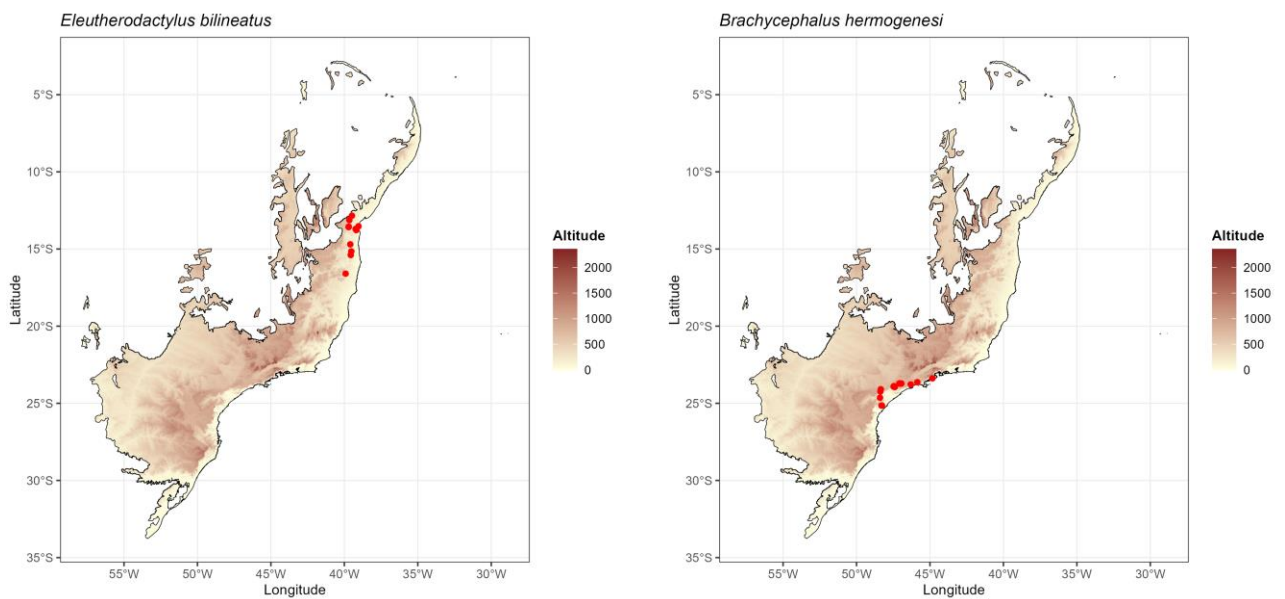
Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., et al. 2019. “Welcome to the tidyverse.” *J. Open Source Softw.* 4(43),1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

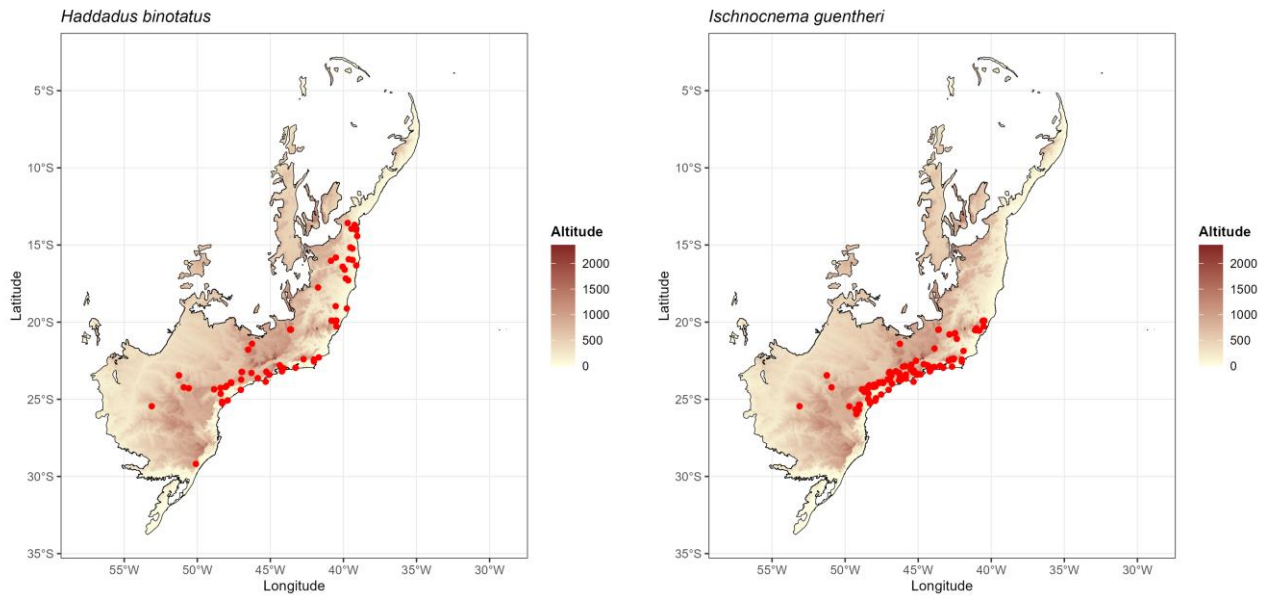
**Figura S1.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Brachycephalus didactylus* e *Brachycephalus ephippium* pertencentes a guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



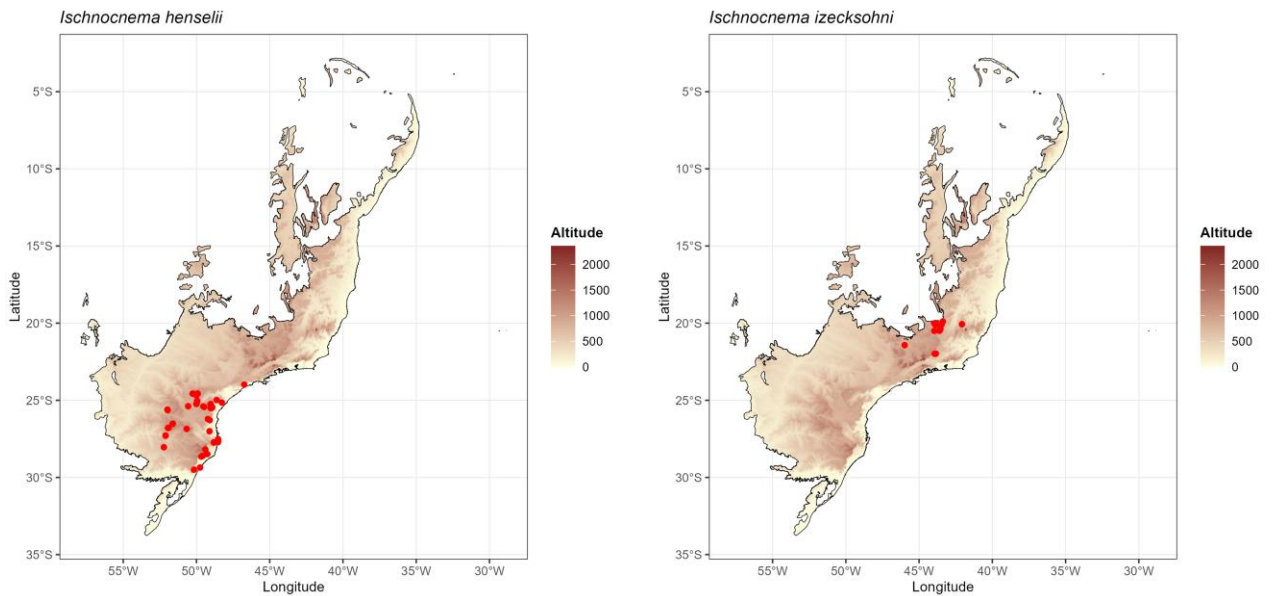
**Figura S2.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Eleutherodactylus bilineatus* e *Brachycephalus hermogenesi* pertencentes a guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



**Figura S3.** Mapa de dados de ocorrência. Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Haddadus binotatus* e *Ischnocnema guentheri* pertencentes a guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.

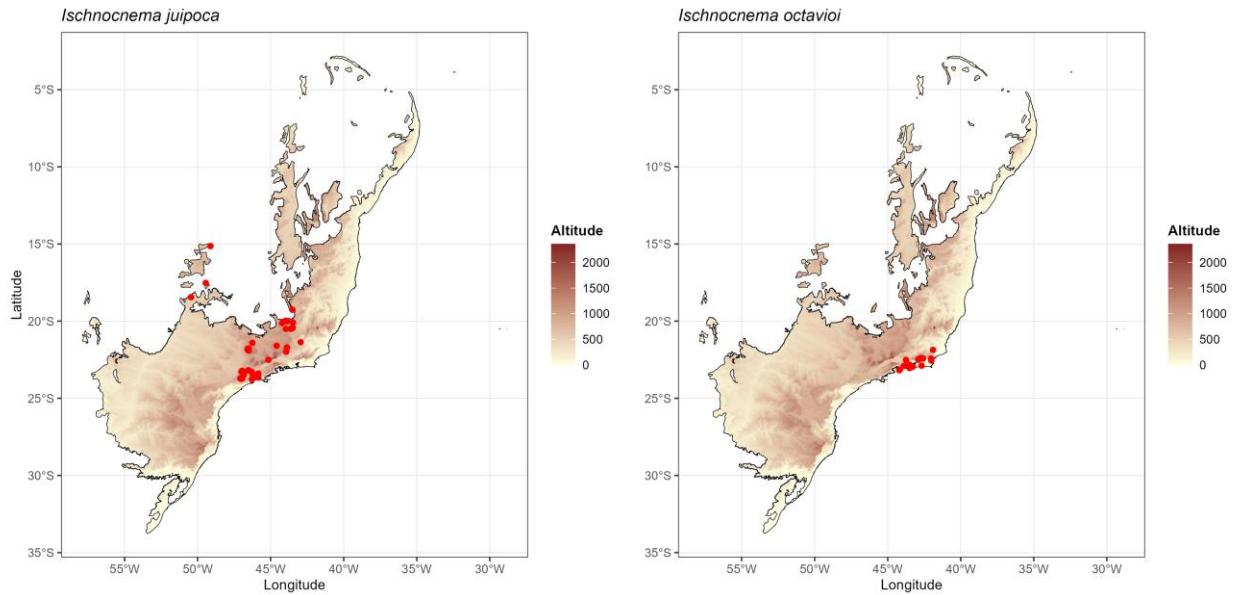


**Figura S4.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Ischnocnema henselii* e *Ischnocnema izecksohni* pertencentes a guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.

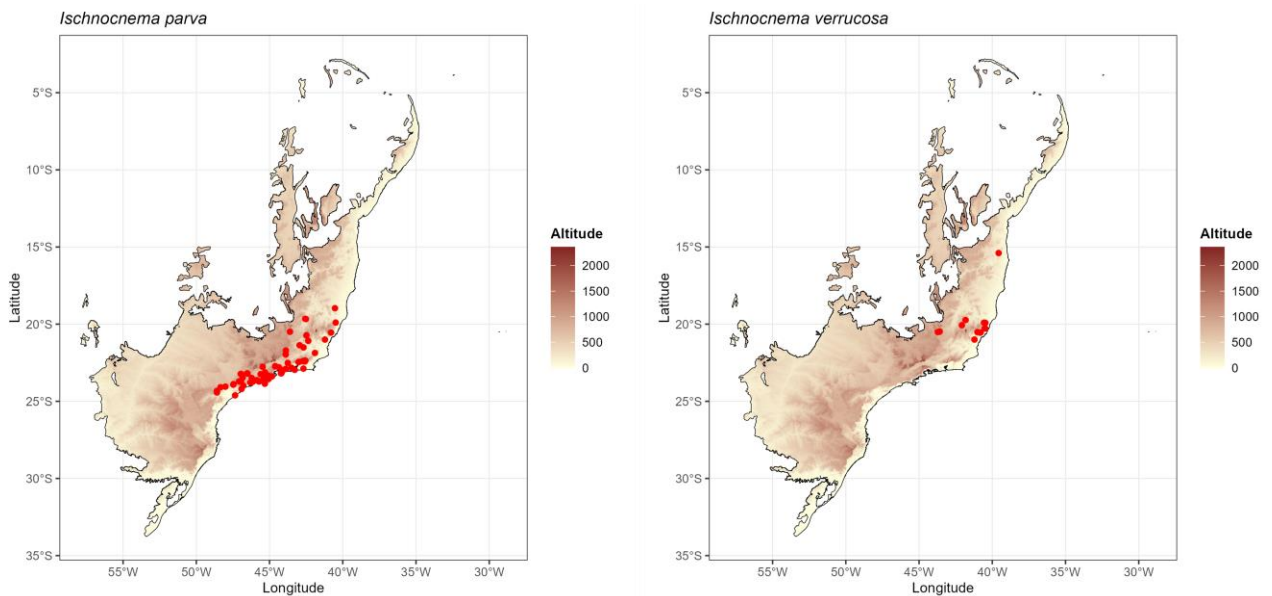




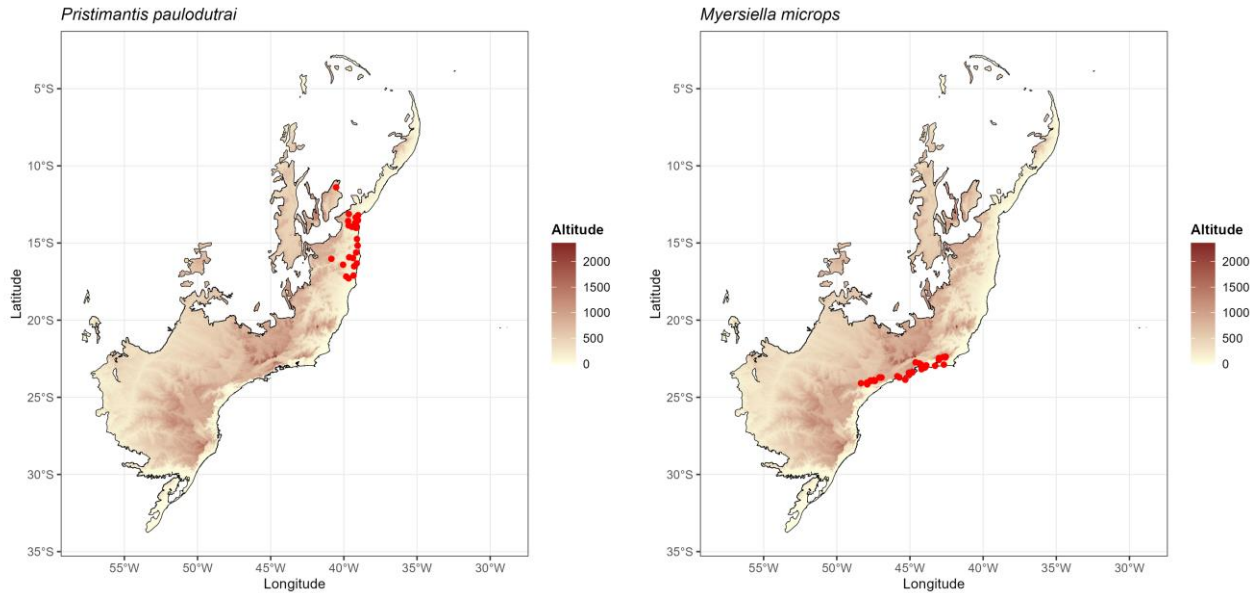
**Figura S5.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Ischnocnema juipoca* e *Ischnocnema octavioi* pertencentes a guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



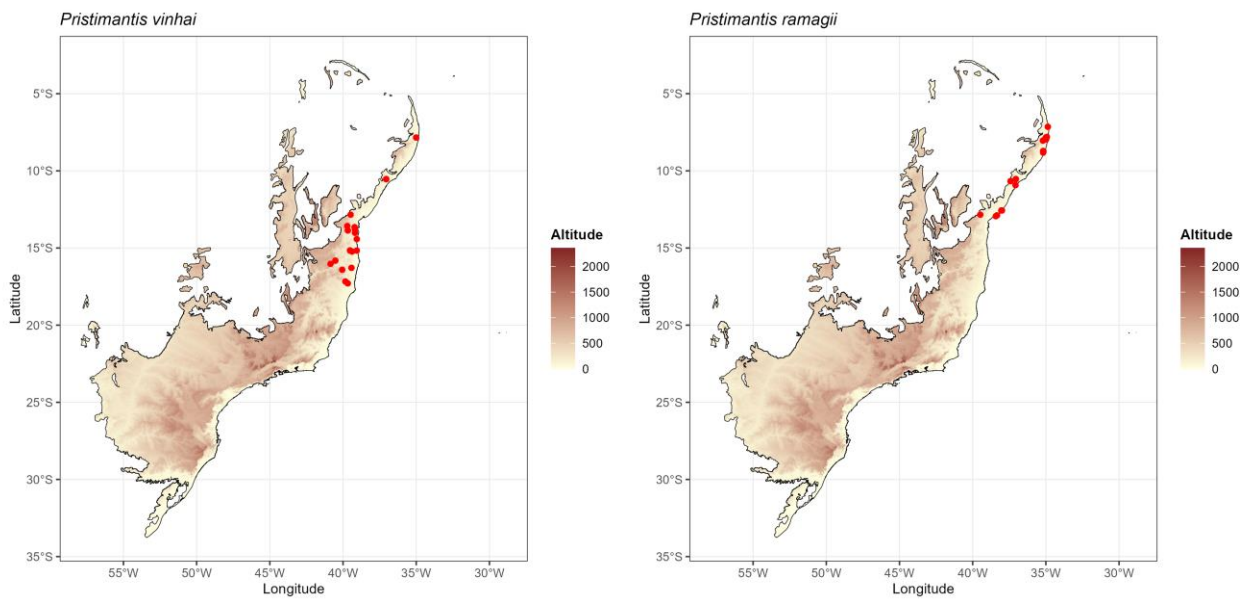
**Figura S6.** Mapa de dados de ocorrência. Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Ischnocnema parva* e *Ischnocnema verrucosa* pertencentes a guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



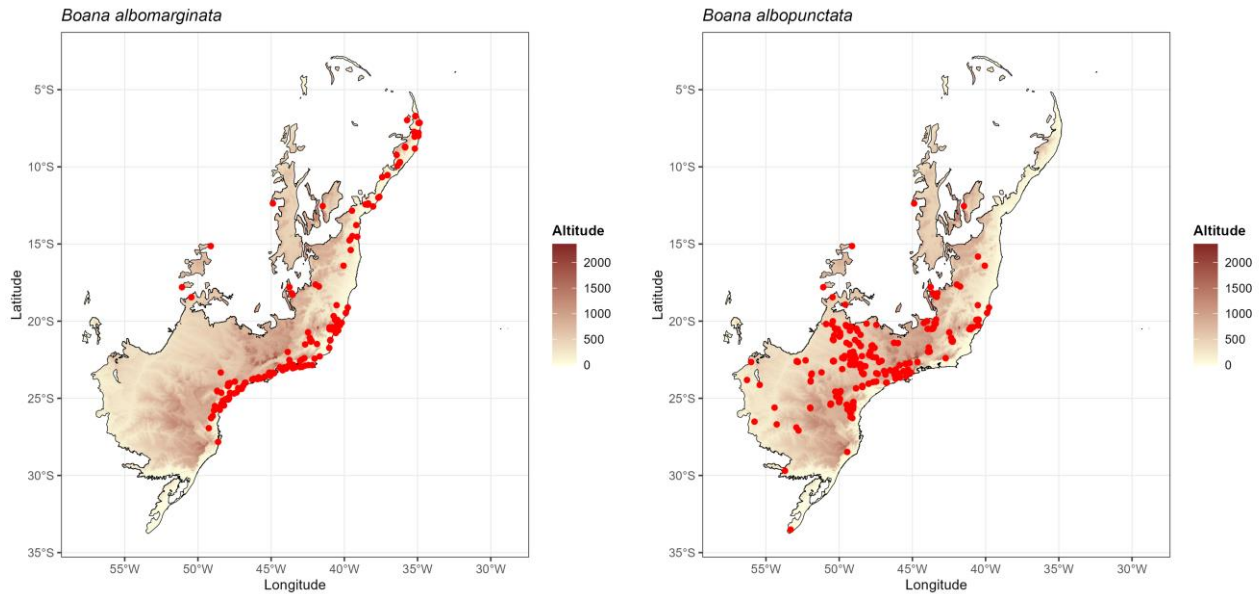
**Figura S7.** Mapa de dados de ocorrência. Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Pristimantis paulodutrai* e *Myersiella microps* pertencentes a guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



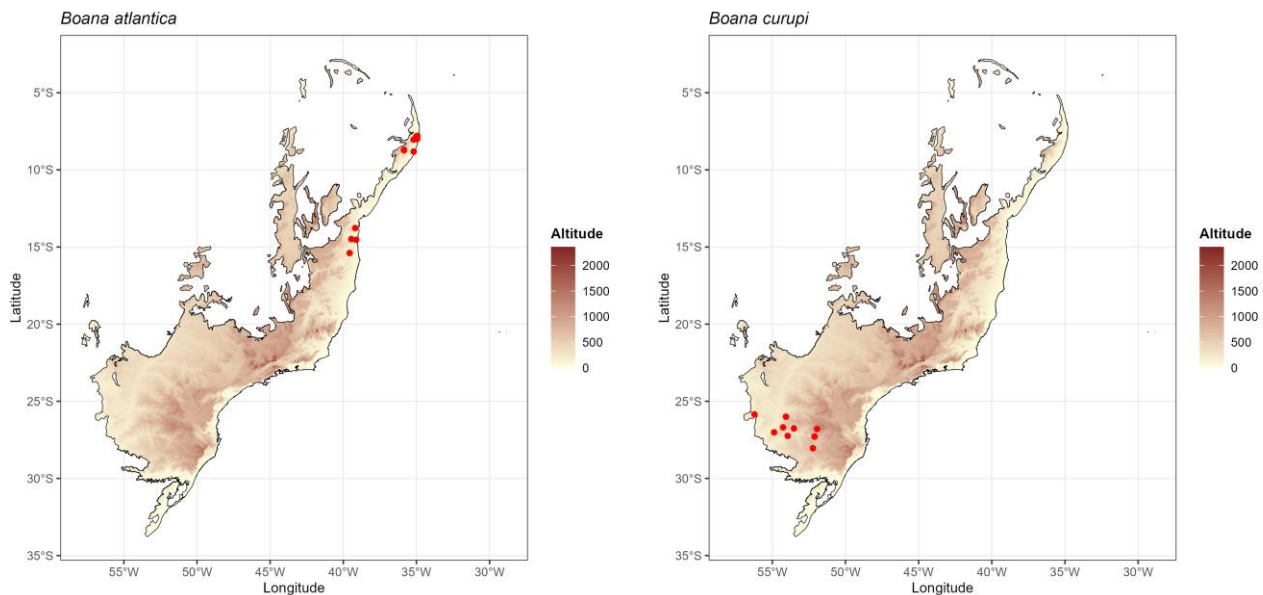
**Figura S8.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Pristimantis vinhai* e *Pristimantis ramagii* pertencentes a guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



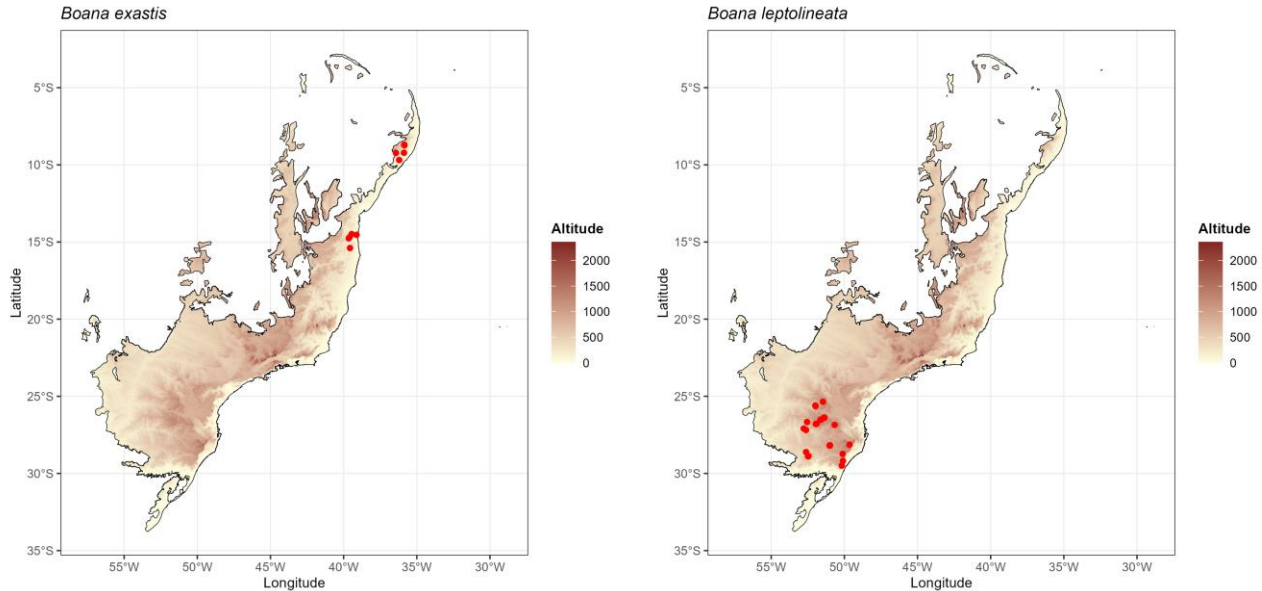
**Figura S9.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Boana albomarginata* e *Boana albopunctata* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



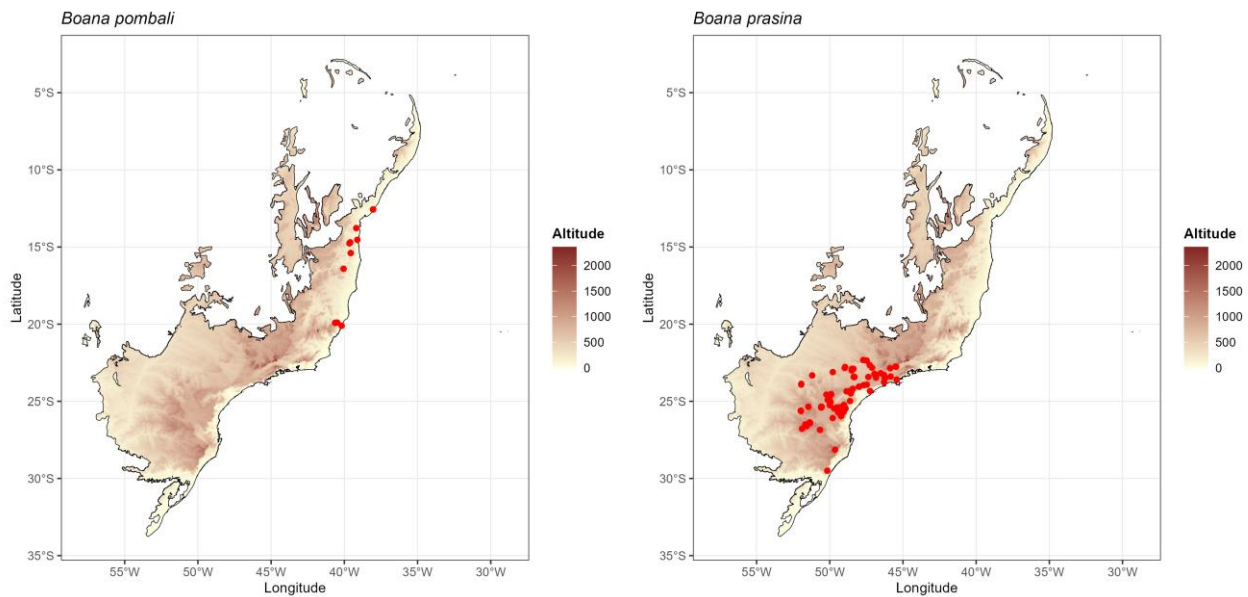
**Figura S10.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Boana atlantica* e *Boana curupi* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



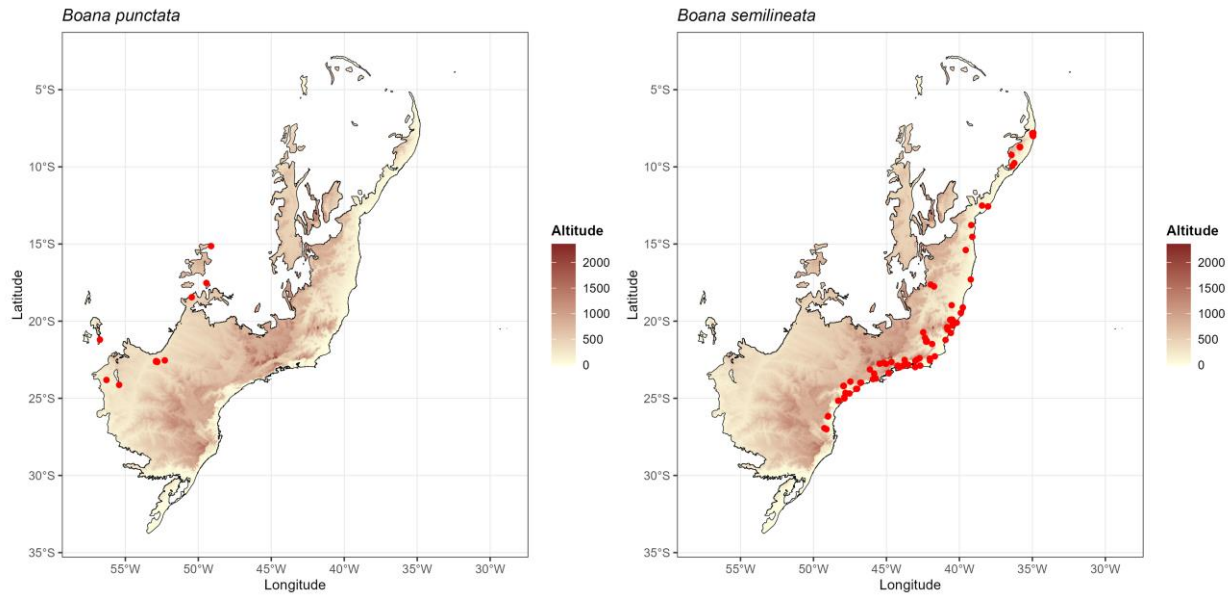
**Figura S11.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Boana exastis* e *Boana leptolineata* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



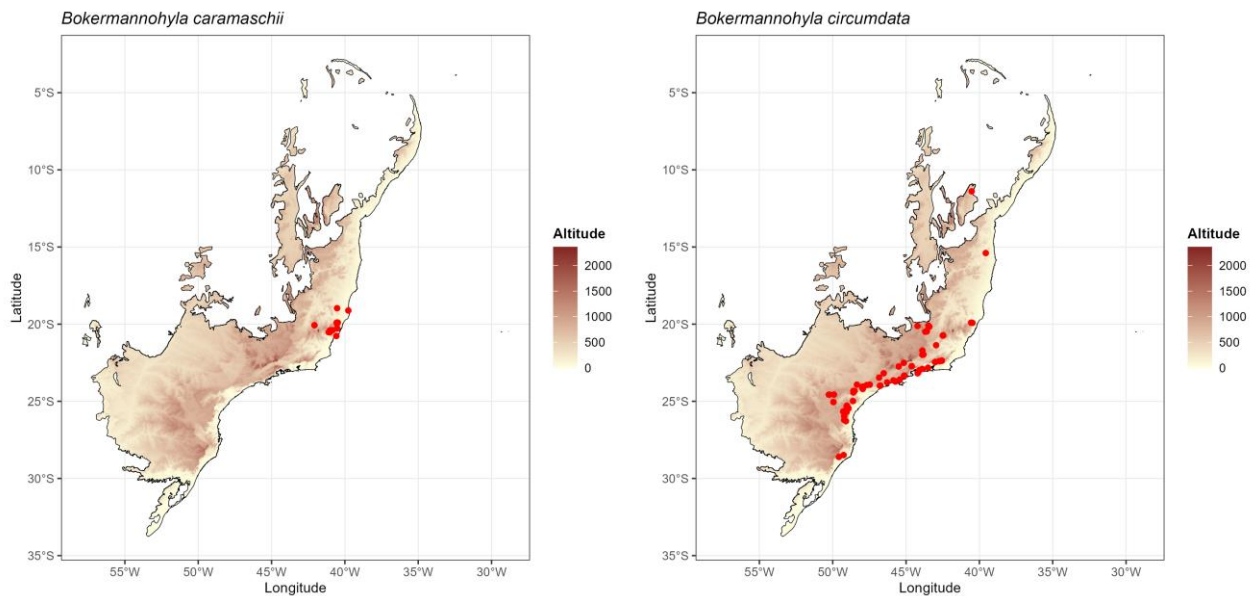
**Figura S12.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Boana pombali* e *Boana prasina* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



**Figura S13.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Boana punctata* e *Boana semilineata* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.

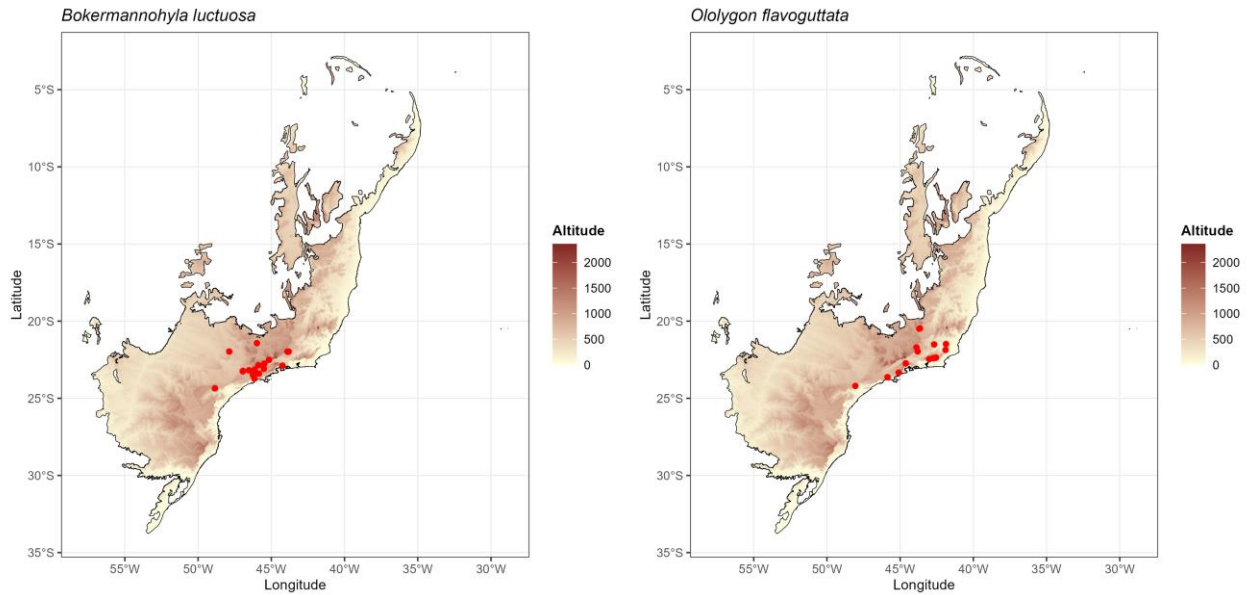


**Figura S14.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Bokermannohyla caramaschii* e *Bokermannohyla circumdata* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.

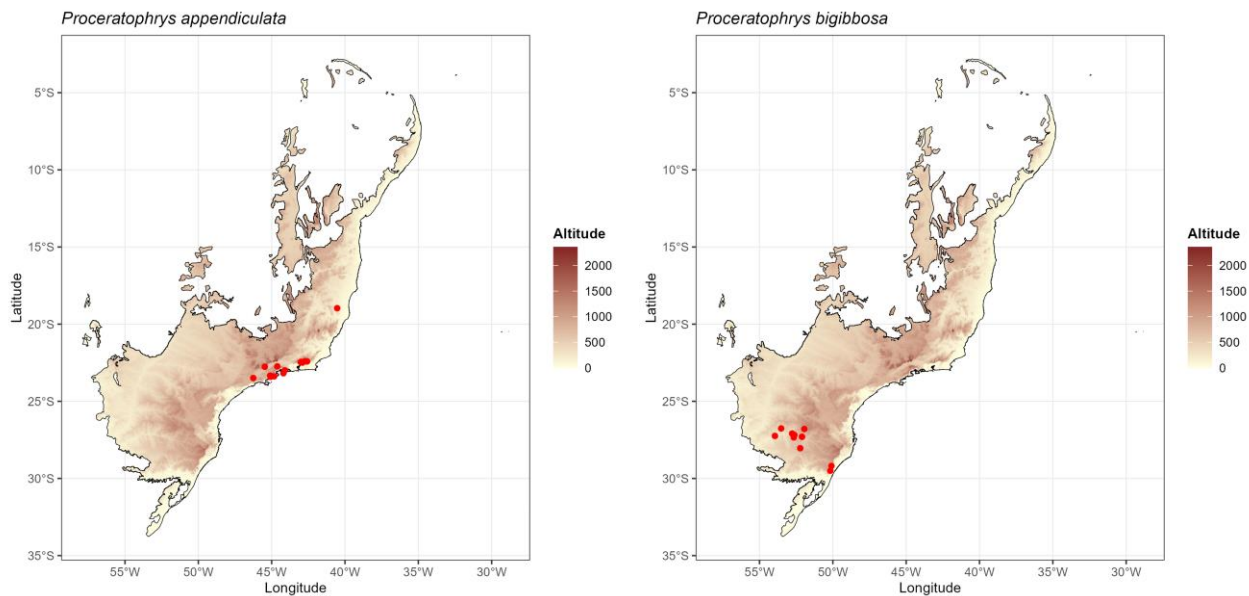




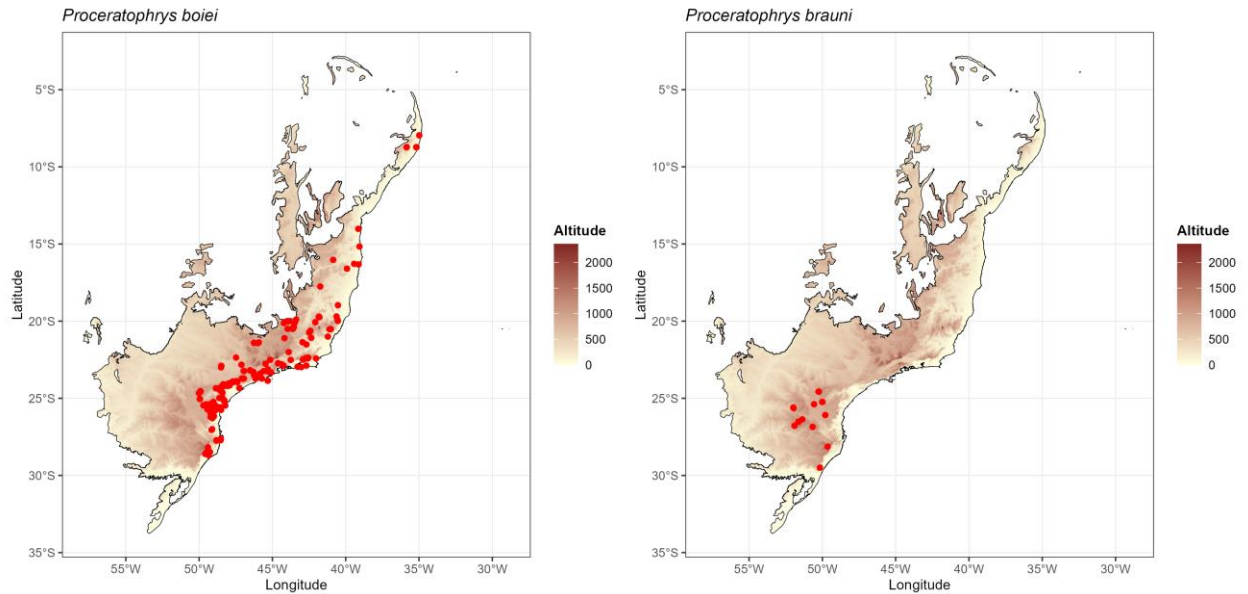
**Figura S15.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Bokermannohyla luctuosa* e *Ololygon flavoguttata* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



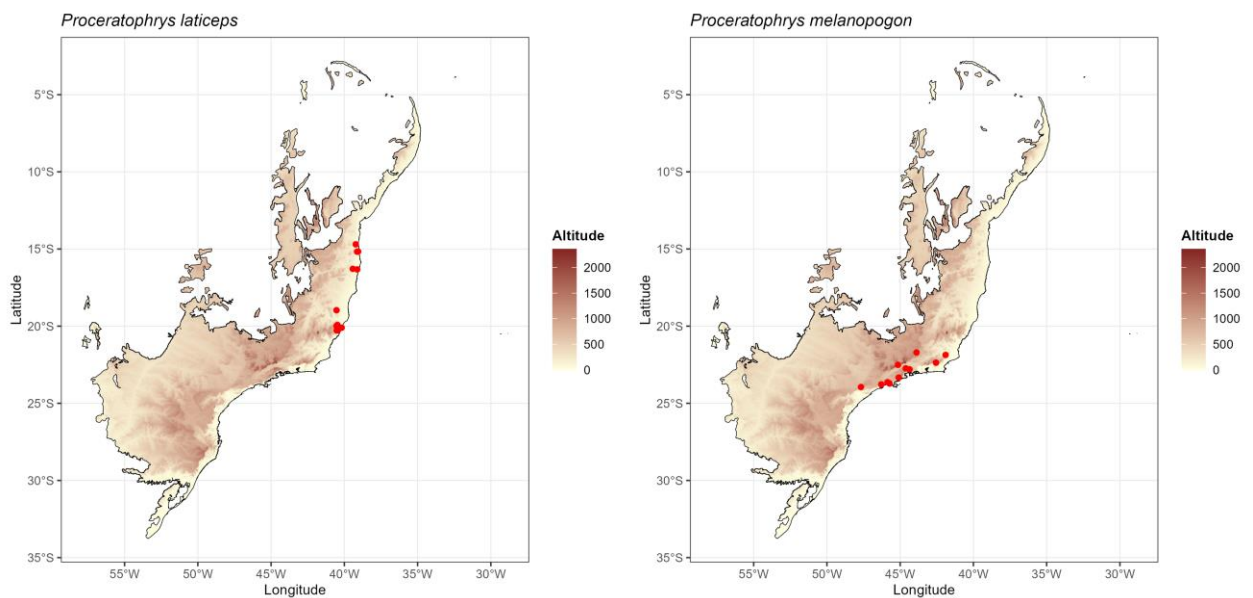
**Figura S16.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Proceratophrys appendiculata* e *Proceratophrys bigibbosa* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



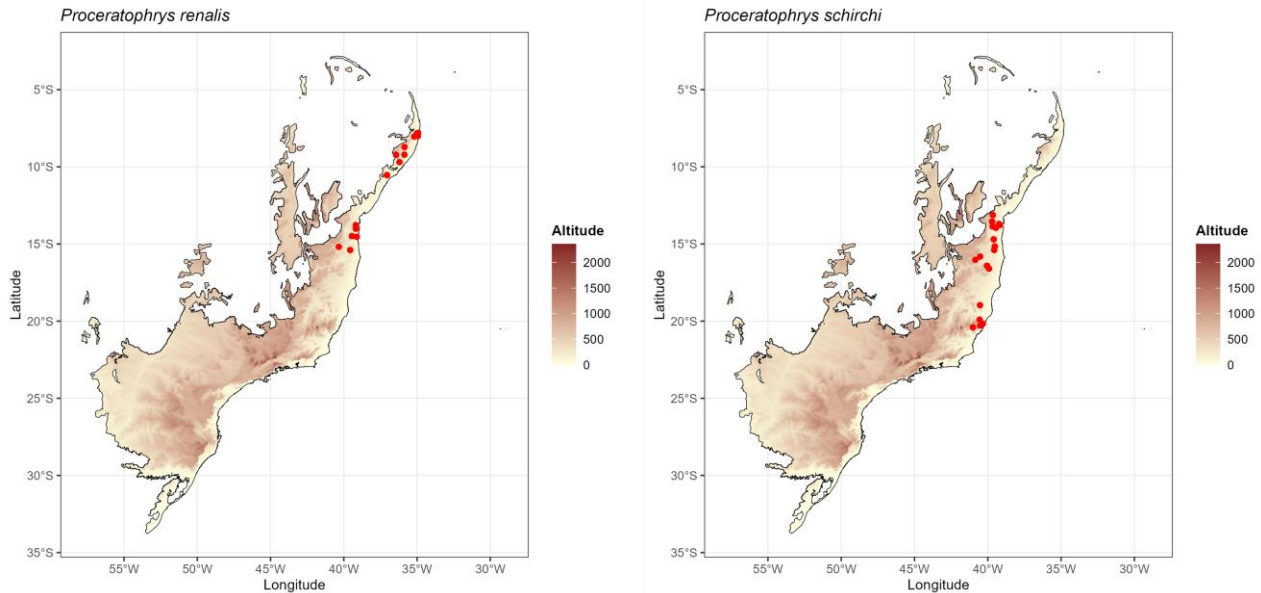
**Figura S17.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Proceratophrys boiei* e *Proceratophrys brauni* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



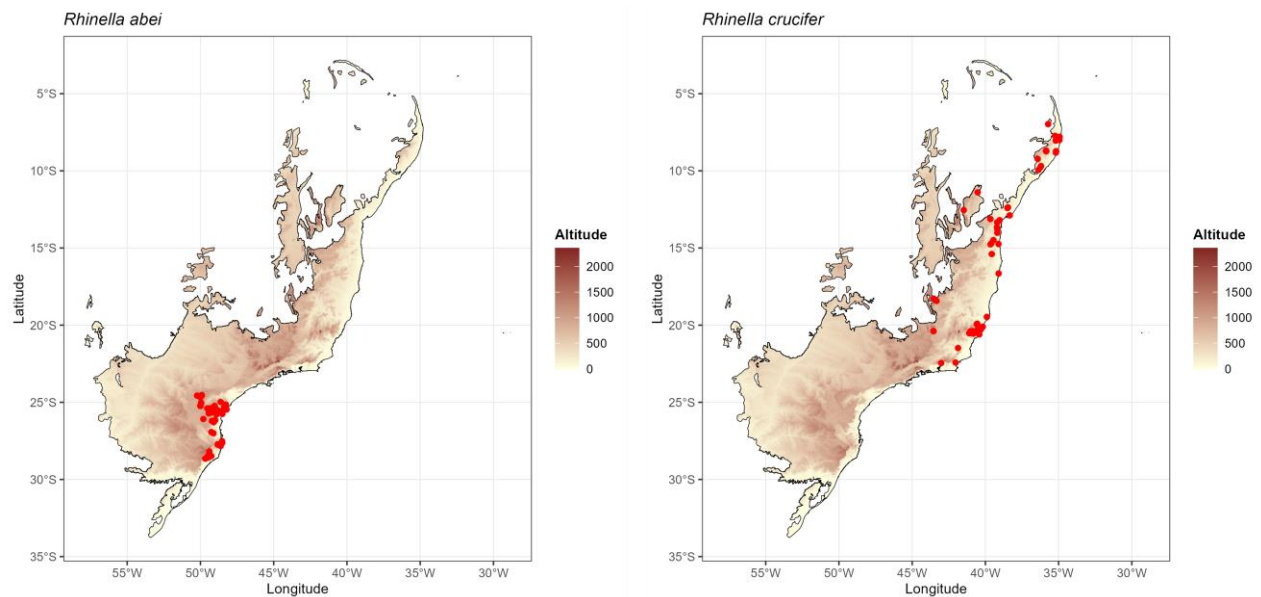
**Figura S18.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Proceratophrys laticeps* e *Proceratophrys melanopogon* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



**Figura S19.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Proceratophrys renalis* e *Proceratophrys schirchi* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.

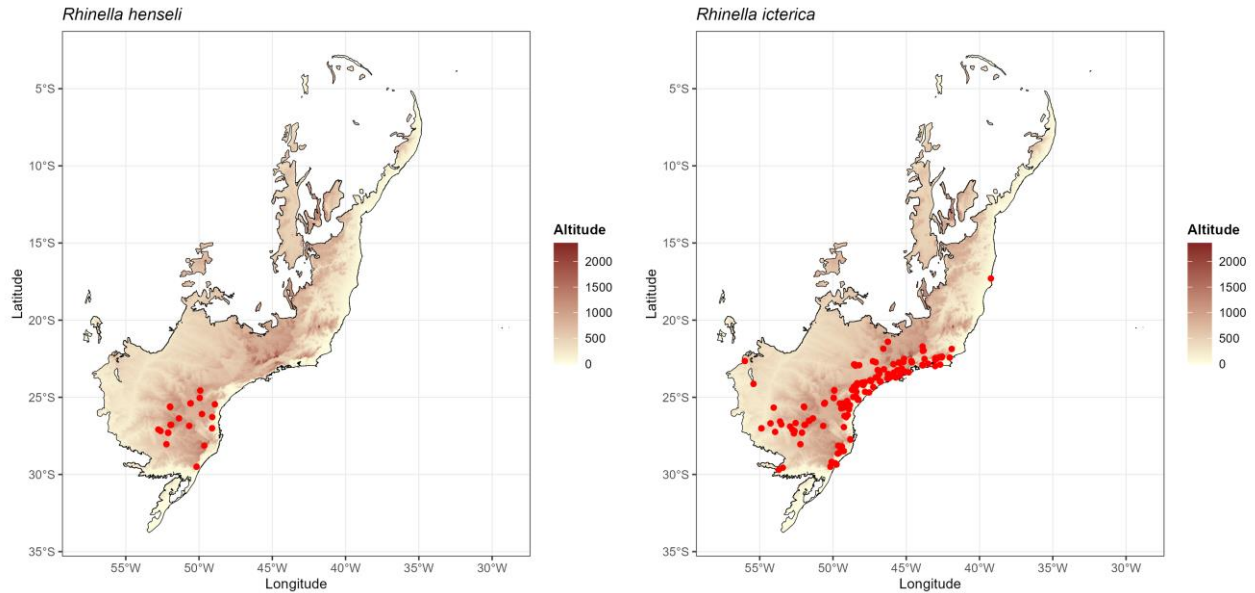


**Figura S20.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Rhinella abei* e *Rhinella crucifer* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.

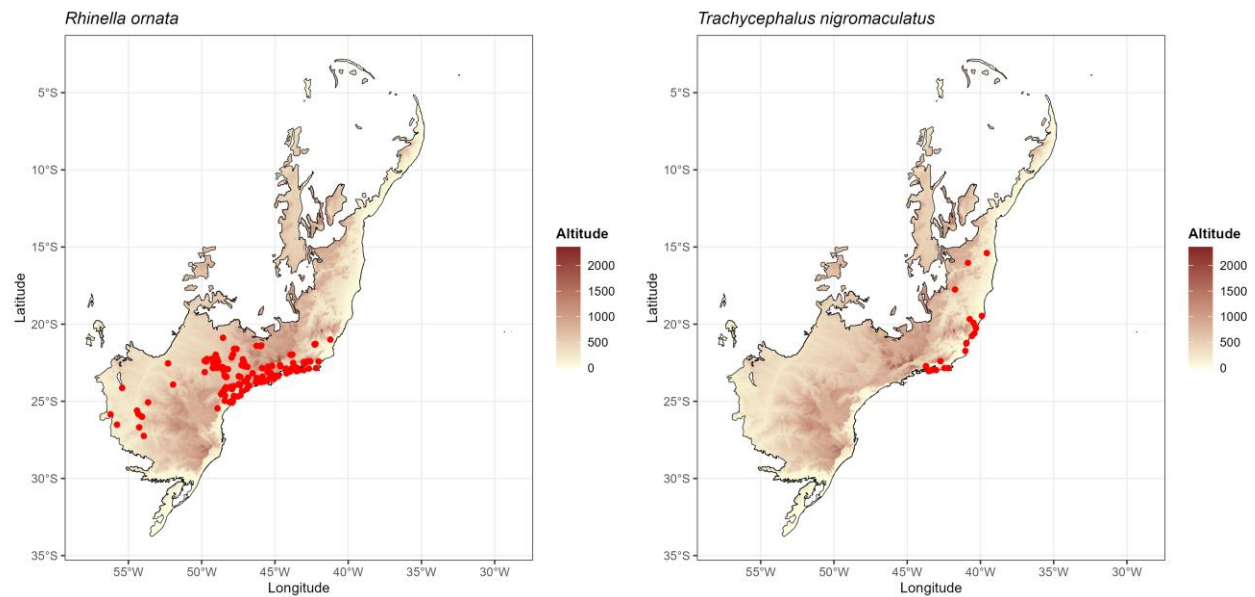




**Figura S21.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Rhinella henseli* e *Rhinella icterica* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.

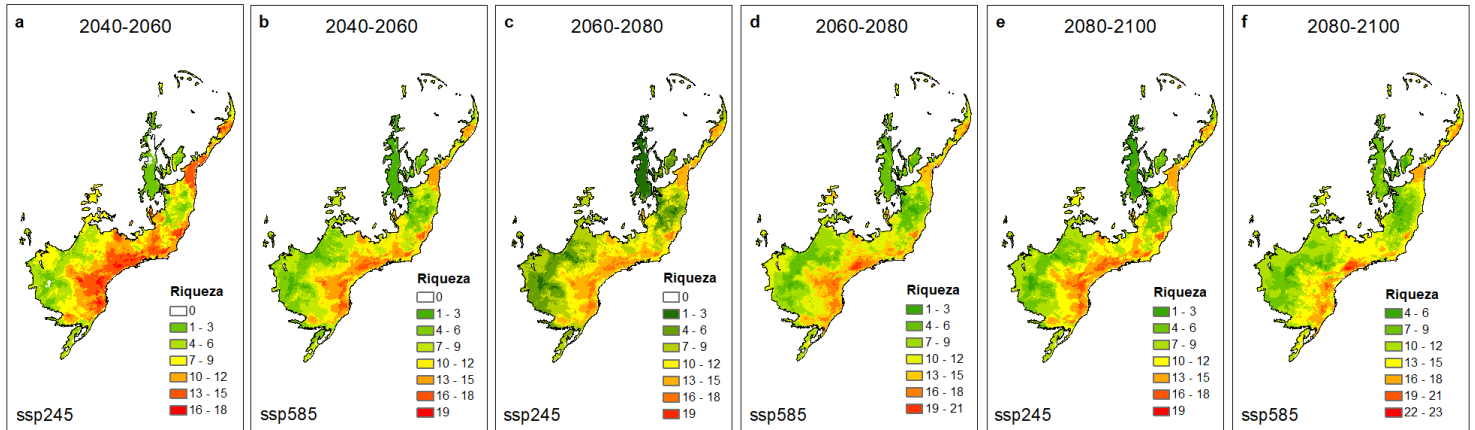


**Figura S22.** Mapa com os dados de ocorrência das espécies *Rhinella ornata* e *Trachycephalus nigromaculatus* pertencentes a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas usado é WSG 1984.



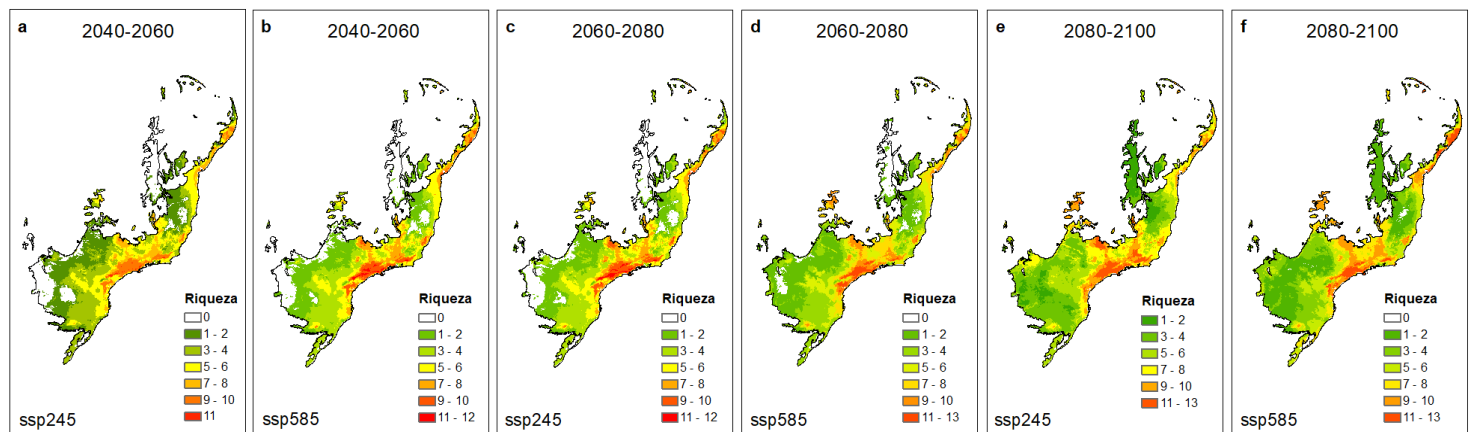
**Figura S23.** Distribuição da riqueza de espécies que compõem a guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16) na Mata Atlântica de acordo com os modelos gerados em cenários futuros de mudanças climáticas: **(a)** cenário SSP2-4.5 para 2041 – 2060; **(b)** cenário SSP5-8.5 para 2041 – 2060; **(c)** cenário SSP2-4.5 para 2061 – 2080; **(d)** cenário SSP5-8.5 para 2061 – 2080; **(e)** cenário SSP2-4.5 para 2081 – 2100; **(f)** cenário SSP5-8.5 para 2081 – 2100.

#### Guilda Modo Reprodutivo 16

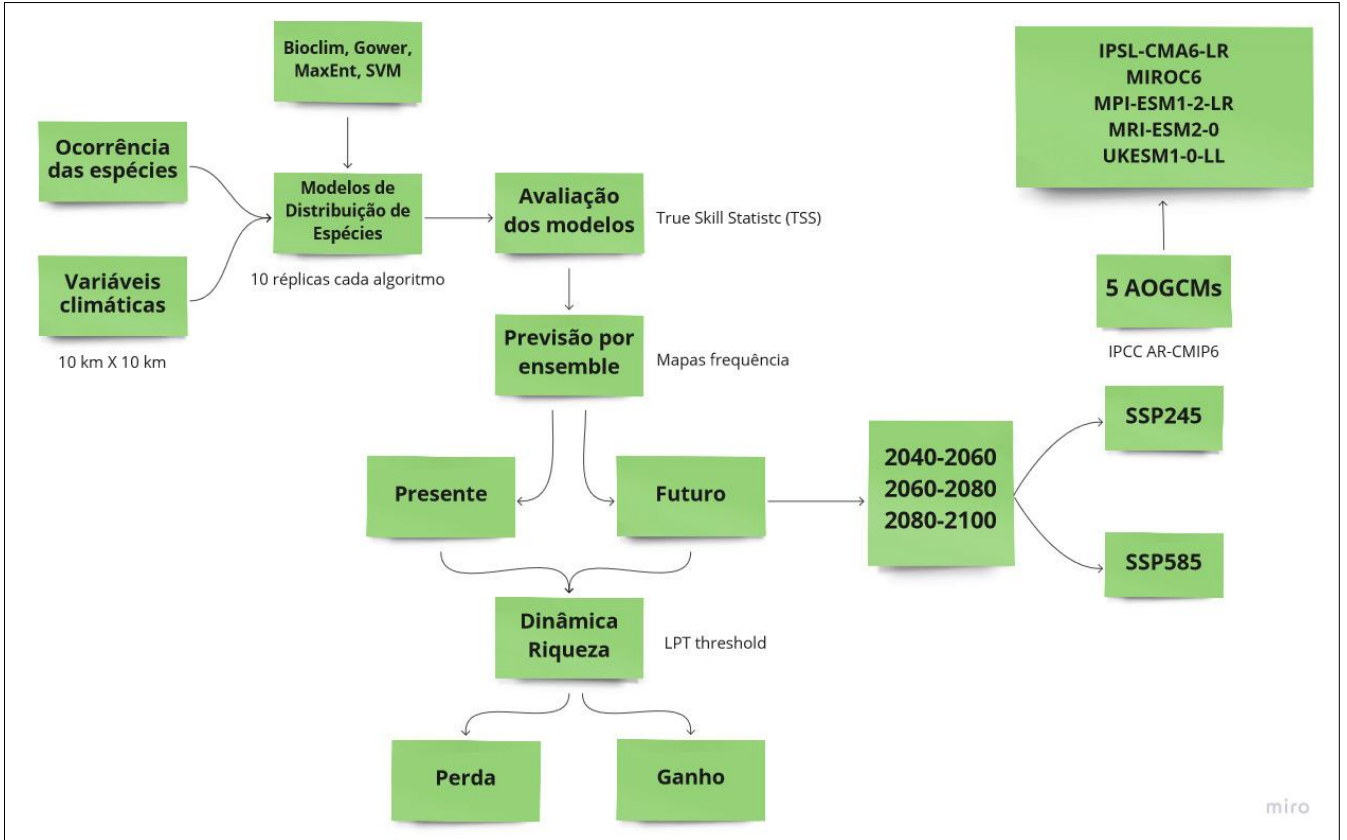


**Figura S24.** Distribuição da riqueza de espécies que compõem a guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27) na Mata Atlântica de acordo com os modelos gerados em cenários futuros de mudanças climáticas: **(a)** cenário SSP2-4.5 para 2041 – 2060; **(b)** cenário SSP5-8.5 para 2041 – 2060; **(c)** cenário SSP2-4.5 para 2061 – 2080; **(d)** cenário SSP5-8.5 para 2061 – 2080; **(e)** cenário SSP2-4.5 para 2081 – 2100; **(f)** cenário SSP5-8.5 para 2081 – 2100.

#### Guilda Modo Reprodutivo 27



**Figura S25.** Representação esquemática dos modelos gerados pela previsão por *ensemble*. Cada espécie obteve 1.200 previsões para modelos climáticos (10 réplicas x 4 algoritmos x 4 período x 2 cenários de emissão de carbono x 5 Modelos de Circulação Geral Atmosfera-Oceano).



**Tabela S1.** Composição de espécies para as guildas de acordo com a especialização reprodutiva. Status de Conservação das espécies de acordo com Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas (2022) e The IUCN Red List of Threatened Species (2021). Legenda: MR – Modos Reprodutivos; BR – Brasil; GL – Global; NT – quase ameaçada; DD – dados insuficientes; LC – pouco preocupante.

MR	Guilda	Espécie	Família	Status	
				GL	BR
16	Reprod. corpos d'água	<i>Boana albomarginata</i> (Spix, 1824)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Boana albopunctata</i> (Spix, 1824)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Boana atlantica</i> (Caramaschi & Velosa, 1996)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Boana curupi</i> (Garcia, Faivovich & Haddad, 2007)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Boana exastis</i> (Caramaschi & Rodrigues, 2003)	Hylidae	DD	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Boana leptolineata</i> (Braun & Braun, 1977)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Boana pombali</i> (Caramaschi, Pimenta & Feio, 2004)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Boana prasina</i> (Burmeister, 1856)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Boana punctata</i> (Schneider, 1799)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Boana semilineata</i> (Spix, 1824)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Bokermannohyla caramaschii</i> (Napoli, 2005)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Bokermannohyla circumdata</i> (Cope, 1871)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Bokermannohyla luctuosa</i> (Pombal & Haddad, 1993)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Ololygon flavoguttata</i> (Lutz & Lutz, 1939)	Hylidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Proceratophrys appendiculata</i> (Günther, 1873)	Odontophrynidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Proceratophrys bigibbosa</i> (Peters, 1872)	Odontophrynidae	NT	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1824)	Odontophrynidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Proceratophrys laticeps</i> Izecksohn & Peixoto, 1981	Odontophrynidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Proceratophrys melanopogon</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	Odontophrynidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Proceratophrys renalis</i> (Miranda-Ribeiro, 1920)	Odontophrynidae	-	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Proceratophrys schirchi</i> (Miranda-Ribeiro, 1937)	Odontophrynidae	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Rhinella abei</i> (Baldiserra, Caramaschi & Haddad, 2004)	Bufoidea	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Rhinella crucifer</i> (Wied-Neuwied, 1821)	Bufoidea	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Rhinella henseli</i> (Lutz, 1934)	Bufoidea	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)	Bufoidea	LC	-

16	Reprod. corpos d'água	<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	Bufoidea	LC	-
16	Reprod. corpos d'água	<i>Trachycephalus nigromaculatus</i> Tschudi, 1838	Hylidae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Brachycephalus didactylus</i> (Izecksohn, 1971)	Brachycephalidae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Brachycephalus ephippium</i> (Spix, 1824)	Brachycephalidae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Brachycephalus hermogenesi</i> (Giarretta & Sawaya, 1998)	Brachycephalidae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Eleutherodactylus bilineatus</i> Bokermann, 1975	Eleutherodactylidae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	Craugastoridae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Ischnocnema guentheri</i> (Steindachner, 1864)	Brachycephalidae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Ischnocnema henselii</i> (Peters, 1870)	Brachycephalidae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Ischnocnema izecksohni</i> (Caramaschi & Kisteumacher, 1989)	Brachycephalidae	DD	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Ischnocnema juipoca</i> (Sazima & Cardoso, 1978)	Brachycephalidae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Ischnocnema octavioi</i> (Bokermann, 1965)	Brachycephalidae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Ischnocnema parva</i> (Girard, 1853)	Brachycephalidae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Ischnocnema verrucosa</i> (Reinhardt & Lütken, 1862)	Brachycephalidae	DD	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Myersiella microps</i> (Duméril & Bibron, 1841)	Microhylidae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Pristimantis paulodutra</i> (Bokermann, 1975)	Craugastoridae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Pristimantis ramagii</i> (Boulenger, 1888)	Craugastoridae	LC	-
27	Reprod. serrapilheira	<i>Pristimantis vinhai</i> (Bokermann, 1975)	Craugastoridae	LC	-

---

**Tabela S2.** Valores dos escores dos cinco primeiros eixos da Análise Fatorial, seus respectivos autovalores e sua contribuição para explicar a variação nas variáveis ambientais utilizadas para modelar as distribuições da riqueza de espécies das guildas reprodutivas. As variáveis selecionadas estão em negrito.

Variáveis	MR1	MR2	MR3	MR4	MR5
bio01	0.92	0.05	0.15	0.33	0.16
<b>bio02</b>	<b>0.02</b>	<b>0.08</b>	<b>0.94</b>	<b>0.29</b>	<b>0.16</b>
<b>bio03</b>	<b>0.32</b>	<b>0.03</b>	<b>0.01</b>	<b>0.65</b>	<b>0.60</b>
bio04	0.32	0.05	0.35	0.66	0.54
bio05	0.93	0.15	0.29	0.11	0.05
bio06	0.77	0.13	0.51	0.25	0.27
bio07	0.20	0.04	0.89	0.23	0.30
bio08	0.69	0.08	0.01	0.40	0.04
bio09	0.75	0.13	0.29	0.16	0.35
<b>bio10</b>	<b>0.99</b>	<b>0.11</b>	<b>0.03</b>	<b>0.04</b>	<b>0.07</b>
bio11	0.82	0.03	0.23	0.43	0.30
bio12	0.21	0.57	0.08	0.77	0.09
bio13	0.03	0.96	0.02	0.17	0.09
bio14	0.26	0.13	0.05	0.93	0.12
bio15	0.22	0.31	0.03	0.86	0.25
<b>bio16</b>	<b>0.02</b>	<b>0.98</b>	<b>0.01</b>	<b>0.18</b>	<b>0.07</b>
<b>bio17</b>	<b>0.26</b>	<b>0.13</b>	<b>0.06</b>	<b>0.94</b>	<b>0.12</b>
bio18	0.34	0.69	0.17	0.03	0.37
bio19	0.10	0.06	0.17	0.90	0.12
	MR1	MR2	MR3	MR4	MR5
SS loadings	5.588	2.889	2.389	5.487	1.354
Proportion Var	0.294	0.152	0.126	0.289	0.071
Cumulative Var	0.294	0.735	0.861	0.583	0.932

**Tabela S3.** Avaliação dos modelos gerados através do índice True Skill Statistic (TSS) para a Guilda reprodutores de corpos d'água (modo reprodutivo 16). Quatro algoritmos foram utilizados: Bioclim (Envelope Score), Domain (Gower Distance), Maxent (Maximum Entropy Model) e SVM (Support Vector Machines). A média dos valores de TSS foi calculada para cada espécie.

Espécie	Algoritmo	Média	Desvio Padrão
<i>Boana albomarginata</i>	bioclim	0.41	0.07
	gower	0.41	0.08
	svm	0.73	0.05
	maxent	0.70	0.05
<i>Boana albu punctata</i>	bioclim	0.60	0.05
	gower	0.44	0.07
	svm	0.67	0.05
	maxent	0.61	0.06

<i>Boana atlantica</i>	bioclim	0.35	0.24
	gower	0.78	0.34
	svm	0.93	0.17
	maxent	1	0
<i>Boana curupi</i>	bioclim	0.60	0.31
	gower	0.9	0.32
	svm	0.90	0.22
	maxent	0.9	0.22
<i>Boana exastis</i>	bioclim	0.73	0.30
	gower	0.85	0.27
	svm	1	0
	maxent	0.95	0.11
<i>Boana leptolineata</i>	bioclim	0.64	0.24
	gower	0.84	0.08
	svm	0.96	0.07
	maxent	0.97	0.06
<i>Boana pombali</i>	bioclim	0.57	0.27
	gower	0.97	0.11
	svm	1	0
	maxent	0.87	0.17
<i>Boana prasina</i>	bioclim	0.68	0.10
	gower	0.70	0.09
	svm	0.72	0.08
	maxent	0.75	0.06
<i>Boana punctata</i>	bioclim	0.62	0.15
	gower	0.68	0.19
	svm	0.8	0.16
	maxent	0.4	0.16
<i>Boana semilineata</i>	bioclim	0.48	0.15
	gower	0.38	0.15
	svm	0.81	0.10
	maxent	0.75	0.07
<i>Bokermannohyla caramaschii</i>	bioclim	0.82	0.25
	gower	0.85	0.25
	svm	0.97	0.11
	maxent	0.4	0.26
<i>Bokermannohyla circumdata</i>	bioclim	0.67	0.07
	gower	0.63	0.06
	svm	0.77	0.06
	maxent	0.76	0.07
<i>Bokermannohyla luctuosa</i>	bioclim	0.75	0.20
	gower	0.9	0.12
	svm	0.92	0.12
	maxent	0.93	0.09
<i>Oloolygon flavoguttata</i>	bioclim	0.55	0.11
	gower	0.85	0.17

	svm	0.85	0.17
	maxent	0.9	0.21
<i>Proceratophrys appendiculata</i>	bioclim	0.46	0.28
	gower	0.77	0.19
	svm	0.95	0.11
	maxent	0.93	0.12
<i>Proceratophrys bigibbosa</i>	bioclim	0.40	0.34
	gower	0.97	0.11
	svm	0.9	0.16
	maxent	1	0
<i>Proceratophrys boiei</i>	bioclim	0.48	0.05
	gower	0.51	0.07
	svm	0.65	0.06
	maxent	0.66	0.06
<i>Proceratophrys brauni</i>	bioclim	0.65	0.17
	gower	0.78	0.14
	svm	0.65	0.06
	maxent	0.875	0.13
<i>Proceratophrys laticeps</i>	bioclim	0.47	0.42
	gower	0.8	0.28
	svm	0.93	0.14
	maxent	0.6	0.31
<i>Proceratophrys melanopogon</i>	bioclim	0.40	0.38
	gower	0.73	0.38
	svm	1	0
	maxent	1	0
<i>Proceratophrys renalis</i>	bioclim	0.48	0.25
	gower	0.93	0.12
	svm	1	0
	maxent	1	0
<i>Proceratophrys schirchi</i>	bioclim	0.52	0.29
	gower	0.66	0.19
	svm	0.78	0.15
	maxent	0.62	0.18
<i>Rhinella abei</i>	bioclim	0.84	0.11
	gower	0.93	0.06
	svm	0.96	0.06
	maxent	0.98	0.03
<i>Rhinella crucifer</i>	bioclim	0.55	0.13
	gower	0.64	0.11
	svm	0.82	0.06
	maxent	0.78	0.08
<i>Rhinella henseli</i>	bioclim	0.33	0.22
	gower	0.58	0.16
	svm	0.73	0.12
	maxent	0.75	0.09



<i>Rhinella icterica</i>	bioclim	0.52	0.07
	gower	0.52	0.07
	svm	0.66	0.07
	maxent	0.65	0.05
<i>Rhinella ornata</i>	bioclim	0.52	0.06
	gower	0.34	0.06
	svm	0.70	0.06
	maxent	0.67	0.04
<i>Trachycephalus nigromaculatus</i>	bioclim	0.83	0.12
	gower	0.83	0.12
	svm	0.95	0.08
	maxent	0.8	0.13

**Tabela S4.** Avaliação dos modelos gerados através do índice True Skill Statistic (TSS) para a Guilda reprodutores de serrapilheira (modo reprodutivo 27). Quatro algoritmos foram utilizados: Bioclim (Envelope Score), Domain (Gower Distance), Maxent (Maximum Entropy Model) e SVM (Support Vector Machines). A média dos valores de TSS foi calculada para cada espécie.

<b>Espécie</b>	<b>Algoritmo</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<i>Brachycephalus didactylus</i>	bioclim	0.52	0.39
	gower	0.72	0.31
	svm	0.83	0.24
	maxent	0.83	0.24
<i>Brachycephalus ephippium</i>	bioclim	0.63	0.24
	gower	0.93	0.12
	svm	0.98	0.08
	maxent	0.88	0.18
<i>Brachycephalus hermogenesi</i>	bioclim	0.72	0.25
	gower	0.84	0.18
	svm	0.98	0.08
	maxent	0.95	0.11
<i>Eleutherodactylus bilineatus</i>	bioclim	0.70	0.29
	gower	0.87	0.23
	svm	1.00	0.00
	maxent	1.00	0.00
<i>Haddadus binotatus</i>	bioclim	0.20	0.10
	gower	0.14	0.06
	svm	0.66	0.12
	maxent	0.64	0.15
<i>Ischnocnema guentheri</i>	bioclim	0.68	0.06
	gower	0.64	0.09
	svm	0.83	0.06
	maxent	0.76	0.06
<i>Ischnocnema henseli</i>	bioclim	0.68	0.18
	gower	0.76	0.11

	svm	0.86	0.07
	maxent	0.88	0.07
<i>Ischnocnema izecksohni</i>	bioclim	0.37	0.33
	gower	0.77	0.22
	svm	0.80	0.23
	maxent	0.93	0.14
<i>Ischnocnema juipoca</i>	bioclim	0.80	0.12
	gower	0.87	0.09
	svm	0.95	0.05
	maxent	0.94	0.07
<i>Ischnocnema octavioi</i>	bioclim	0.48	0.25
	gower	0.85	0.17
	svm	0.85	0.17
	maxent	0.80	0.11
<i>Ischnocnema parva</i>	bioclim	0.68	0.10
	gower	0.65	0.09
	svm	0.85	0.17
	maxent	0.84	0.11
<i>Ischnocnema verrucosa</i>	bioclim	0.43	0.33
	gower	0.68	0.17
	svm	0.75	0.20
	maxent	0.75	0.20
<i>Myersiella microps</i>	bioclim	0.75	0.17
	gower	0.87	0.14
	svm	0.94	0.05
	maxent	0.91	0.06
<i>Pristimantis paulodutra</i>	bioclim	0.58	0.23
	gower	0.93	0.12
	svm	0.98	0.05
	maxent	0.98	0.05
<i>Pristimantis ramagii</i>	bioclim	0.72	0.19
	gower	0.95	0.08
	svm	1.00	0.00
	maxent	1.00	0.00
<i>Pristimantis vinhai</i>	bioclim	0.48	0.17
	gower	0.80	0.09
	svm	0.84	0.13
	maxent	0.90	0.11