



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Juliane Pereira Ribeiro

**Anfíbios de um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do Brasil:
fatores climáticos e da estrutura do habitat afetando a comunidade local**

Rio de Janeiro

2021

Juliane Pereira Ribeiro

Anfíbios de um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do Brasil: fatores climáticos e da estrutura do habitat afetando a comunidade local



Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Frederico Duarte da Rocha

Rio de Janeiro

2021

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

R484 Ribeiro, Juliane Pereira
Anfíbios de um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do Brasil:
fatores climáticos e da estrutura do habitat afetando a comunidade local/
Juliane Pereira Ribeiro. - 2021.
167f.: il.

Orientador: Carlos Frederico Duarte da Rocha
Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do
Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

1. Anuros - Mata Atlântica - Teses. 2. Reservas naturais - Espírito
Santo - Teses. I. Rocha, Carlos Frederico Duarte da. II. Universidade do
Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.
III. Título.

CDU 597.8(81)

Patricia Bello Meijinhos CRB7/5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial
desta tese, desde que citada a fonte.

Autor

Data

Juliane Pereira Ribeiro

Anfíbios de um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do Brasil: fatores climáticos e da estrutura do habitat afetando a comunidade local

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 02 de junho de 2021.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Carlos Frederico Duarte da Rocha (Orientador)
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof.^a Dra. Helena de Godoy Bergallo
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Davor Vrcibradic
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UNIRIO

Prof. Dr. José Perez Pombal Jr.
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ

Rio de Janeiro

2021

DEDICATÓRIA

À minha mãe, Maria das Graças Pereira Ribeiro, que é meu maior exemplo de força e de como a educação pode transformar a vida de uma pessoa.

AGRADECIMENTOS

Mais uma etapa na realização do sonho daquela criança que decidi, ainda muito nova, que queria passar a vida trabalhando com e em benefício da natureza. Uma criança que sempre quis saber as razões da vida, que fez uma “coleção” de minhocas para tentar entender porque eram diferentes na cor e no tamanho. Queria saber por que a lagartixa soltou a cauda e como ainda continuava viva. A criança também queria saber se o pelo do macaco (sagui) era fofinho e isso lhe rendeu uma mordida e várias vacinas (o que mais tarde levou a uma fobia de agulha haha). A curiosidade daquela criança me trouxe aqui, em mais uma tentativa de entender o porquê. Nesse caminho, certamente não andei sozinha. Tive a oportunidade de conhecer várias pessoas fantásticas que me ajudaram a chegar até aqui.

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer à minha mãe, Maria das Graças P. Ribeiro, que foi minha primeira professora e sempre me incentivou a estudar para responder às minhas próprias dúvidas. Ela é meu exemplo de força, superação e me ensinou que o conhecimento liberta e é algo que ninguém pode tirar de nós.

Ao meu querido orientador, Carlos Frederico D. Rocha (Fred), por todo o ensino repassado com tanta clareza e gentileza. Obrigado por sempre ser tão prestativo e disposto a responder minhas perguntas, sejam elas as mais simples ou complexas, e muitas vezes mais de uma vez rs. É o exemplo de orientador que desejo seguir. Muito obrigada!

Ao meu querido amigo, companheiro de campo e de perrengues, Atila Ferregueti. Obrigada por ter passado tudo isso comigo, desde o mestrado. Obrigada pela ajuda nos campos, nas análises, e nos perrengues que, se contar, ninguém acredita haha. Abraçou os geladinhos, da mesma forma que eu abracei os fofobichos e fizemos essa parceria dar certo! Nós éramos (somos) a equipe rocket, nossos planos em campo nunca davam certo, mas também...como poderia né? Era muita loucura para duas pessoas só. Mas vamos continuar tentando pegar o Pikachu! Essa tese também é sua, amigo!

À professora Dra. Helena Bergallo, por me acompanhar em todo o processo e sempre me ajudar com contribuições para melhorar os artigos. Também é meu exemplo de mulher, pesquisadora e orientadora.

Ao meu amor, parceiro de vida e as vezes de campo, Leonardo Waichert, pelo apoio desde a graduação. Obrigada por me apoiar e confiar em mim e no meu potencial, até mesmo quando eu duvidava.

À minha amiga Jane Oliveira, por ter me “apresentado” esse mundo acadêmico e por ter me ajudando tantas e tantas vezes. Você foi fundamental!

À todos que me ajudaram em campo: Rayane, Carol, Stênio, Gleika, André, Nicole, Fabi, Karoline, Laura, Jane, Fink, Gabriel, Priscila, Marina, Pablo, Leonardo, Vinicius, Verônica, Paula, Luísa e Clara. Sei que não era nem um pouco fácil, com condições muitas vezes insalubres (rsrs rindo de nervoso), mas vocês aguentaram firmes!

Eu não poderia deixar de agradecer à Zizona (Maria Zeleonir, *in memoriam*) por todo apoio no projeto e por sempre preparar lanches deliciosos pro campo! Obrigada Zizona, por todo carinho e preocupação conosco.

À Reserva Natural Vale (RNV) pela autorização de pesquisa e à equipe, especialmente à Jackeceli, pelo excelentíssimo trabalho desenvolvido frente às pesquisas na RNV e por sanar todas as dúvidas que surgiam. Ao Orlando e toda a equipe de segurança, que foram fundamentais para a realização dos nossos campos. À Manu, Rayany e Kelvis por também estarem sempre dispostos a ajudar. Além disso, agradeço a todos os funcionários do hotel, que sempre nos receberam muito bem. Muito obrigada a todos! A pesquisa foi conduzida sob a licença do SISBIO nº: 46327-4.

À todos os professores e funcionários do PPGEE, em especial Prof. Dr. Jayme Augusto Prevedello que me ajudou e forneceu contribuições importantíssimas na qualificação do doutorado.

Agradeço novamente à Prof.^a Nena, pela cuidadosa revisão da tese como pré-banca e por participar da banca avaliadora. Agradeço também aos demais membros componentes da banca pelas importantes contribuições.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e também FAPERJ - Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro processo E-26/201.756.2019 (247711).

E por último e não menos importante, agradeço-me, por ter permanecido firme e forte neste caminho que escolhi, mesmo que não tenha sido nada fácil. E agradeço à natureza, à exuberante e majestosa Mata Atlântica e a todos os animais da floresta, por terem tornado meu trabalho muito mais agradável. Amo incondicionalmente!

Muito obrigada!

RESUMO

RIBEIRO, J. P. **Anfíbios de um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do Brasil**: fatores climáticos e da estrutura do habitat afetando a comunidade local. 2021. 167f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Um objetivo fundamental na ecologia de comunidades é entender quais fatores bióticos e abióticos influenciam o conjunto de espécies e estruturas de comunidades. Em comunidades de anfíbios, diferentes fatores ambientais (por exemplo, fatores climáticos e mudanças na paisagem) podem influenciar os parâmetros da estrutura da comunidade, como a abundância, a distribuição, a riqueza e a composição das espécies. O conhecimento dos fatores que influenciam as comunidades de anfíbios constitui uma questão fundamental para se compreender parâmetros funcionais da ecologia deste grupo, complementando as informações básicas sobre a riqueza de espécies, permitindo uma maior aplicabilidade em conservação quando estas informações são relacionadas. Assim, objetivamos estudar a comunidade de anfíbios em um dos maiores remanescentes da Mata Atlântica (Reserva Natural Vale - RNV), avaliando alguns fatores que influenciam na estruturação da comunidade, bem como os fatores que são mais importantes para a ocupação e detectabilidade das espécies. Essa tese está estruturada em sete capítulos que transitam em um conjunto de aprendizagens sobre a comunidade de anuros da RNV. Primeiro, nós apresentamos a comunidade de anfíbios da RNV em relação à sua composição, riqueza e abundância das espécies. Em seguida, apresentamos uma revisão de estudos sobre os fatores abióticos que afetam a detectabilidade dos anfíbios e avaliamos a atividade e detectabilidade dos anfíbios na RNV. Depois, nós apresentamos resultados sobre o efeito da heterogeneidade do habitat na riqueza e ocupação dos anfíbios. Apresentamos também três capítulos que destacam a importância dos fatores climáticos, especialmente a precipitação, para a comunidade de anfíbios da RNV. Por fim, reunimos as informações sobre os anfíbios e outros organismos da herpetofauna e apresentamos recomendações para aumento do grau e esforço de conservação da fauna na RNV com base nas aprendizagens obtidas. De forma geral, concluímos que a comunidade de anfíbios da RNV é rica em espécies, sendo a maioria endêmica da Mata Atlântica. As espécies são, em sua maioria, de hábitos noturnos e de distribuem entre os quatro tipos distintos de vegetação da Reserva, apresentando espécies com ocorrência restrita a algumas fitofisionomias. Em termos dos fatores que influenciam os anfíbios, demonstramos que a heterogeneidade do habitat e diversas estruturas-chave da vegetação são importantes para a ocupação de diferentes espécies. Além disso, vimos que fatores climáticos como a umidade do ar e a precipitação são fundamentais para a abundância, riqueza e permanência das espécies de anfíbios na RNV e mostramos resultados alarmantes sobre o efeito da seca na comunidade de anfíbios. É crucial incentivar e promover a proteção de ecossistemas, bem como a restauração de nascentes para garantir a sobrevivência dos anfíbios. Ademais, é essencial que monitoramento de longo prazo seja realizado na RNV para acompanhar possíveis mudanças na dinâmica populacional das espécies e mitigar quaisquer impactos sobre as espécies.

Palavras-chave: Anuros. Conservação. Detectabilidade. Heterogeneidade. Fatores climáticos.

ABSTRACT

RIBEIRO, J. P. Amphibians from one of the largest remnants of the Atlantic Forest in Brazil: climatic factors and habitat structure affecting the local community. 2021. 167f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021

A fundamental objective in community ecology is to understand which biotic and abiotic factors influence the set of species and community structures. In amphibian communities, different environmental factors (for example, climatic factors and changes in the landscape) can influence the parameters of the community structure, such as abundance, distribution, richness and species composition. The knowledge of the factors that influence the amphibian communities is a fundamental issue to understand functional parameters of the ecology of this group, complementing the basic information about the species richness, allowing a higher applicability in conservation when this information is related. Thus, we aim to study the amphibian community in one of the largest remnants of the Atlantic Forest (Reserva Natural Vale - RNV), evaluating some factors that influence the structuring of the community, as well as the factors that are most important for the occupancy and detectability of the species. This thesis is structured in seven chapters that pass through a set of learnings about the anuran community of RNV. First, we introduce the RNV amphibian community in terms of its composition, richness and abundance of species. Then, we present a review of studies on the abiotic factors that affect the detectability of amphibians and evaluate the activity and detectability of amphibians in RNV. Then, we present results on the effect of habitat heterogeneity on amphibian richness and occupancy. We also present three chapters that highlight the importance of climatic factors, especially precipitation, for the RNV amphibian community. Finally, we gather information about amphibians and other herpetofauna organisms and present recommendations for increasing the degree and effort of fauna conservation in RNV based on the lessons learned. In general, we conclude that the RNV amphibian community is rich in species, most of which are endemic to the Atlantic Forest. The species are mostly nocturnal and are distributed among the four different types of vegetation in the Reserve, presenting species with restricted occurrence to some phytophysionomies. In terms of factors that influence amphibians, we demonstrate that habitat heterogeneity and several key vegetation structures are important for the occupation of different species. In addition, we have seen that climatic factors such as air humidity and precipitation are crucial for the abundance, richness and permanence of amphibian species in RNV and we have shown alarming results on the effect of drought on the amphibian community. It is crucial to encourage and promote the protection of ecosystems, as well as the restoration of springs to ensure the survival of amphibians. Furthermore, it is essential that long-term monitoring be carried out at RNV to monitor possible changes in the population dynamics of species and mitigate any impacts on species.

Keywords: Anurans. Climatic factors. Conservation. Detectability. Heterogeneity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -	Mapa dos remanescentes florestais do Espírito Santo mostrando a localização do bloco florestal Reserva Biológica de Sooretama-Reserva Natural Vale.....	23
Figura 2 -	Diagrama ombrométrico da Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, baseado em dados de temperatura média e precipitação (série histórica 1975-2017) da estação meteorológica da Reserva Natural Vale.....	25
Figura 3 -	Mapa da Reserva Natural Vale, norte do Espírito Santo, mostrando os diferentes tipos de vegetação presentes na área.....	26
Figura 4 -	Aspecto geral da Floresta de Tabuleiro na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo	27
Figura 5 -	Aspecto geral das áreas permanentemente ou sazonalmente inundadas na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo.....	27
Figura 6 -	Aspecto geral da Floresta de Mussununga na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo.....	28
Figura 7 -	Aspecto geral de áreas de Campos Nativos na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo.....	29
Figura 8 -	Localização da Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil, mostrando a localização das parcelas e os tipos de vegetação presentes na Reserva.....	35
Figura 9 -	Algumas das espécies de anuros que registramos na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil.....	38
Figura 10 -	Algumas das espécies de anuros que registramos na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil.....	39
Figura 11 -	Curvas de acumulação (linha preta) e rarefação (linha cinza) das espécies de anfíbios registradas durante as 23 campanhas de amostragem de 2015 a 2018 na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil.....	40

Figura 12 -	Número de indivíduos de cada espécie registrada na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil.....	41
Figura 13 -	Número de artigos publicados sobre fatores abióticos que influenciam a detecção de anuros em diferentes países (A) e ao longo do tempo (B), entre 2002 e 2020.....	52
Figura 14 -	Relação entre os tipos de variáveis usadas nos estudos que testaram o efeito da precipitação, velocidade do vento e nebulosidade na detectabilidade de anuros.....	55
Figura 15 -	Fatores abióticos que influenciam a detectabilidade de anuros em relação ao número de estudos que testaram os fatores.....	56
Figura 16 -	Direção do efeito dos fatores abióticos na detectabilidade das espécies de anuros avaliadas nos estudos.....	58
Figura 17 -	Mapa da Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, mostrando a distribuição das parcelas nos diferentes tipos de vegetação presentes na área.....	76
Figura 18 -	Probabilidade de detecção de anuros em períodos diurno e noturno na Reserva Natural Vale, no Estado do Espírito Santo, Sudeste do Brasil.....	80
Figura 19 -	Relação entre a capacidade de detecção dos anuros e umidade relativa considerando os períodos diurno e noturno juntos (a) e separadamente (b e c, respectivamente) para a Reserva Natural Vale, Espírito Santo, Sudeste do Brasil, entre junho de 2015 e outubro de 2016.....	81
Figura 20 -	Localização da Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil, mostrando os tipos de vegetação presentes na reserva e a localização das parcelas (círculos)	90
Figura 21 -	Relação entre estimativa da riqueza de espécies e heterogeneidade do habitat para 27 parcelas de amostragem na Reserva Natural Vale, Espírito Santo, Brasil.....	94
Figura 22 -	Distribuição das médias de probabilidade de detecção (a) e ocupação (b) por espécie de anfíbio registrada na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.....	95

Figura 23 -	Variação na ocupação das espécies de anfíbios em relação à heterogeneidade do habitat (a) e a distância da água (b) na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.....	96
Figura 24 -	Variação da ocupação das espécies de anfíbios em relação à densidade de árvores (a), cobertura do sub-bosque (b) e densidade de ocos em árvores (c) na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.....	97
Figura 25 -	Variação da ocupação das espécies de anfíbios em relação à densidade de palmeiras (a), densidade de bromélias (b) e profundidade do folhiço (c) na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.....	98
Figura 26 -	Resultados da análise de regressão múltipla entre (A) densidade de anuros vs. precipitação acumulada mensal e (B) densidade de anuros vs. precipitação do período amostral, na Reserva Natural Vale, município de Linhares, norte do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil.....	114
Figura 27 -	Localização das diferentes estações meteorológicas no Estado do Espírito Santo, Brasil, utilizadas para obtenção de dados de precipitação para este estudo.....	120
Figura 28 -	Variação anual da precipitação em mm (a) e temperatura média em °C (b) de 1975 a 2017 na Reserva Natural Vale, Espírito Santo, Brasil.....	127
Figura 29 -	Localização da Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil, mostrando os tipos de vegetação presentes na reserva e a localização das 27 parcelas amostrais (círculos)	128
Figura 30 -	Relação entre estimativa da riqueza de espécies e precipitação mensal acumulada na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.....	131
Figura 31 -	Variação espécie-específica na ocupação de anuros na Reserva Natural Vale, Espírito Santo, Brasil.....	132
Figura 32 -	Probabilidade estimada de extinção local em cenários futuros para famílias de anuros em função da precipitação mensal acumulada na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.....	135

Figura 33 - Exemplos de espécies que vivem restritas nos campos nativos da Reserva Natural Vale, norte do Espírito Santo, Brasil.....	148
Figura 34 - Exemplos de espécies que ocorrem na Reserva Natural Vale e são encontradas atualmente somente em grandes remanescentes florestais na Mata Atlântica.....	150

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Lista das espécies de anfíbios registradas na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil.....	36
Tabela 2 -	Descrição dos tipos de informações extraídas de cada estudo incluído na revisão.....	51
Tabela 3 -	Descrição das variáveis mensuradas utilizadas nos modelos para testar o efeito do fator abiótico na detectabilidade das espécies.....	54
Tabela 4 -	Diferenças da importância relativa dos fatores abióticos na detectabilidade de anuros na região tropical e temperada, de acordo com o número de estudos que testaram os fatores.....	57
Tabela 5 -	Frequências de indivíduos (em números absolutos e percentuais entre parênteses) durante os períodos diurno e noturno para 21 espécies de anuros na Reserva Natural Vale, Espírito Santo, sudeste do Brasil, com a tendência de atividade inferida para cada espécie.....	78
Tabela 6 -	Riqueza e abundância de anuros encontrados nos dois períodos de amostragem (diurno e noturno) em três tipos de vegetação da Reserva Natural Vale, no Espírito Santo, sudeste do Brasil.....	79
Tabela 7 -	Modelos de detectabilidade de estação única para os anuros na Reserva Natural Vale, no Brasil, estimados em 12 ocasiões.....	79
Tabela 8 -	Distância média entre as estações meteorológicas e os pontos de amostragem e resultados das regressões simples entre os dados de precipitação de cada estação meteorológica e a abundância de anuros na Reserva Natural Vale, Sudeste do Brasil.....	121
Tabela 9 -	Lista completa de fatores abióticos que influenciam a detecção de anuros e artigos que testaram os respectivos fatores.....	157
Tabela 10 -	Direção do efeito de fatores abióticos na detectabilidade de espécies de anuros avaliadas em 43 artigos publicados entre 2002 e 2020.....	158
Tabela 11 -	Matriz de correlação entre as variáveis do habitat mensuradas na Reserva Natural Vale, sudeste do Brasil.....	162

Tabela 12 - Espécies de anfíbios registradas na Reserva Natural Vale, norte do estado do Espírito Santo, Brasil, com número de registros de cada espécie durante o período de estudo e os respectivos tipos de vegetação em que foram encontradas e hábitos.....	162
Tabela 13 - Coeficientes beta para modelo de ocupação multiespécies.....	164
Tabela 14 - Espécies de anuros registradas na Reserva Natural Vale, Espírito Santo, Brasil, e suas respectivas famílias e hábitos (de acordo com Haddad et al. 2013)	166
Tabela 15 - Coeficientes beta para modelo de ocupação multiespécies.....	167

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL	20
1	A COMUNIDADE DE ANFÍBIOS DE UM DOS MAIORES REMANESCENTES DO BIOMA MATA ATLÂNTICA (RESERVA NATURAL VALE)	33
1.1	Material e métodos	34
1.1.1	<u>Amostragens</u>	34
1.1.2	<u>Análise de dados</u>	36
1.2	Resultados	36
1.3	Discussão	41
	REFERÊNCIAS	44
2	ESPÉCIE AUSENTE OU NÃO DETECTADA? UMA REVISÃO DOS FATORES ABIÓTICOS QUE INFLUENCIAM A DETECTABILIDADE DOS ANUROS	47
2.1	Compilação de dados	49
2.2	Resultados	51
2.2.1	<u>Distribuição geográfica e temporal dos estudos</u>	51
2.2.2	<u>Quais fatores abióticos influenciam a detectabilidade de anuros e como eles são medidos?</u>	53
2.2.3	<u>Importância relativa das variáveis na detectabilidade de anuros</u>	56
2.2.4	<u>Direção do efeito</u>	57
2.3	Discussão	58
2.3.1	<u>Distribuição geográfica e temporal dos estudos</u>	58
2.3.2	<u>Quais fatores abióticos influenciam a detectabilidade de anuros e como eles são medidos?</u>	59
2.3.3	<u>Importância relativa das variáveis na detectabilidade de anuros</u>	61
2.3.4	<u>Direção do efeito</u>	63
2.4	Conclusão	65
	REFERÊNCIAS	67
3	AVALIANDO OS PADRÕES DE ATIVIDADE E DETECTABILIDADE DE ANUROS EM DIFERENTES	74

	PERÍODOS DO DIA EM UM REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA (RESERVA NATURAL VALE), SUDESTE DO BRASIL	
3.1	Material e métodos	75
3.1.1	<u>Coleta de dados</u>	75
3.1.2	<u>Análises</u>	77
3.2	Resultados	78
3.3	Discussão	81
	REFERÊNCIAS	84
4	HETEROGENEIDADE DO HABITAT: O EFEITO POSITIVO NA RIQUEZA E OCUPAÇÃO DE ANUROS NA MATA ATLÂNTICA	87
4.1	Material e métodos	89
4.1.1	<u>Coleta de dados</u>	89
4.1.2	<u>Variáveis mensuradas</u>	91
4.1.3	<u>Análise de dados</u>	91
4.2	Resultados	93
4.3	Discussão	98
	REFERÊNCIAS	105
5	A IMPORTÂNCIA DE DADOS DE PLUVIOSIDADE EM ESCALA FINA PARA REVELAR PADRÕES DE ABUNDÂNCIA DE ANUROS DA MATA ATLÂNTICA	111
5.1	Material e métodos	112
5.1.1	<u>Coleta e análise de dados</u>	112
5.2	Resultados e discussão	113
	REFERÊNCIAS	116
6	ATÉ QUE PONTO A LOCALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO METEOROLÓGICA PODE AFETAR OS RESULTADOS EM ESTUDOS ECOLÓGICOS? UM ESTUDO DE CASO COM ANFÍBIOS NA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA	118
6.1	Material e métodos	119
6.1.1	<u>Coleta e análise de dados</u>	119
6.2	Resultados e discussão	120
	REFERÊNCIAS	123

7	AS SECAS SEVERAS PODEM CAUSAR EXTINÇÕES LOCAIS DE ANUROS? UM TESTE EMPÍRICO EM UM HOTSPOT DE BIODIVERSIDADE	124
7.1	Material e métodos	126
7.1.1	<u>Variabilidade climática</u>	126
7.1.2	<u>Amostragens</u>	128
7.1.3	<u>Análise de dados</u>	129
7.2	Resultados	130
7.3	Discussão	134
	REFERÊNCIAS	139
	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES PARA A GESTÃO	144
	REFERÊNCIAS	155
	APÊNDICE A - MATERIAL SUPLEMENTAR (CAPÍTULO 2)	157
	APÊNDICE B - MATERIAL SUPLEMENTAR (CAPÍTULO 4)	162
	APÊNDICE C - MATERIAL SUPLEMENTAR (CAPÍTULO 7)	166

INTRODUÇÃO GERAL

Uma comunidade pode ser definida como um agrupamento de populações de espécies que vivem juntas no espaço e tempo, dentro do qual podem ocorrer interações interespecíficas (Duellman e Trueb, 1986; Pianka, 1973). A forma como estas comunidades estão estruturadas se refere a todas as distintas maneiras em que os membros se relacionam e interagem, bem como os níveis que surgem a partir dessas interações, como a estrutura trófica, o fluxo de energia, e a diversidade de espécies (Pianka, 1973).

Um objetivo fundamental na ecologia de comunidades é entender quais fatores ecológicos bióticos e abióticos e históricos influenciam o conjunto de espécies e estruturas de comunidades em diferentes escalas espaciais e temporais (Begon et al., 2009; Ovaskainen et al., 2017). No contexto dos fatores ecológicos, os fatores abióticos podem determinar a ocorrência e a persistência de espécies na comunidade (Kraft et al. 2015) e os fatores bióticos referem-se às interações intraespecíficas e interespecíficas que podem moldar o conjunto de espécies em um local (por exemplo, interações competitivas, Wisz et al., 2013). As respostas das espécies a esses fatores variam de acordo com as características particulares de cada espécie, como requisitos específicos do habitat e as habilidades competitivas (Lavorel e Garnier 2002). Desta forma, fatores bióticos e abióticos podem determinar quais espécies serão capazes de utilizar os recursos disponíveis e permanecer na comunidade, bem como influenciar os processos de colonização e de extinção de uma determinada área (McGill et al., 2006; Bolnick et al., 2011).

Os anfíbios são amplamente distribuídos e são funcionalmente importantes em ambientes terrestres e aquáticos (Duellman e Trueb, 1986). Por terem um ciclo de vida bifásico e certas características fisiológicas, como pele permeável, os anfíbios são altamente dependentes da umidade do ar (para evitar a dessecação, por exemplo) e da disponibilidade de água no ambiente (Duellman e Trueb, 1986). Além disso, as espécies de anfíbios se diversificam em relação às suas estratégias e histórias de vida, possuindo diferentes características ecológicas que dependem do ambiente externo, como hábitos de vida e modos reprodutivos (Duellman e Trueb, 1986; Haddad et al., 2005). Como resultado, diferentes fatores ambientais podem influenciar a abundância, a distribuição, a riqueza e a composição das espécies em uma comunidade de anfíbios. Por exemplo, fatores climáticos como temperatura do ar, a umidade do ar e a precipitação promovem

alterações nas comunidades de anfíbios ao longo do tempo (e.g. Soares e Brito, 2007; Santos-Pereira et al., 2011; Oliveira et al., 2013). Além disso, diferentes estudos mostram que fatores relacionados ao espaço, como estrutura da vegetação (Cushman, 2006; Pereira-Ribeiro et al. 2020) e variações altitudinais (e.g. Giaretta et al., 1999; Siqueira e Rocha, 2013; Siqueira et al., 2014) influenciam a estrutura das comunidades de anfíbios, uma vez que pode ocorrer substituição de algumas espécies ao longo do contínuo espacial.

O conhecimento dos fatores que influenciam as comunidades de anfíbios constitui uma questão fundamental para se compreender parâmetros funcionais da ecologia deste grupo, complementando as informações básicas sobre a riqueza de espécies, permitindo uma maior aplicabilidade em conservação quando estas informações são relacionadas. Assim, esta tese teve como objetivo estudar a comunidade de anfíbios em um dos maiores remanescentes da Mata Atlântica (Reserva Natural Vale), avaliando alguns dos fatores que influenciariam na estruturação da comunidade, bem como os fatores que seriam mais importantes para a ocupação e detectabilidade das espécies.

A Reserva Natural Vale (RNV), localizada no norte do Espírito Santo, em conjunto com a Reserva Biológica de Sooretama formam o maior bloco de floresta contínua do estado do Espírito Santo e representam um dos maiores remanescentes florestais preservados da Mata Atlântica (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2011). A RNV é formada por um mosaico de habitats, possuindo diferentes tipos de vegetação que variam amplamente em sua estrutura, desde florestas densas até áreas abertas (Peixoto et al., 2008). Além disso, a região em que a RNV está inserida possui uma marcada sazonalidade nos fatores climáticos, principalmente em termos do regime de chuvas (Garay e Rizzini, 2003). Essas características fazem da RNV um excelente local para testar hipóteses clássicas da ecologia e entender como os fatores do ambiente atuam sobre o conjunto de espécies. Dessa forma, essa tese está estruturada em sete capítulos que transitam em um conjunto de aprendizagens sobre a comunidade de anuros da RNV. Para melhor auxiliar na linha de raciocínio entre os capítulos, dividimos a tese em um conjunto de cinco temas gerais que se inter-relacionam:

Espécies na comunidade - Neste tema, nós apresentamos como a comunidade de anfíbios da RNV é composta em termos riqueza, composição e abundância das espécies. Capítulo 1. A comunidade de anfíbios de um dos maiores remanescentes do bioma Mata Atlântica (Reserva Natural Vale)

Detectabilidade dos anfíbios - Neste tema, nós apresentamos uma revisão de estudos sobre os fatores abióticos que afetam a detectabilidade dos anfíbios e avaliamos a atividade e detectabilidade dos anfíbios na RNV durante os períodos do dia.

Capítulo 2. Espécie ausente ou não detectada? Uma revisão dos fatores abióticos que influenciam a detectabilidade de anuros

Capítulo 3. Avaliando os padrões de atividade e da detectabilidade de anuros em diferentes períodos do dia em um remanescente de Mata Atlântica (Reserva Natural Vale), sudeste do Brasil

Fatores estruturais do ambiente influenciando os anfíbios - Aqui, nós testamos o efeito heterogeneidade do habitat na riqueza e ocupação dos anfíbios, bem como a importância das variáveis estruturais da vegetação na ocupação das espécies.

Capítulo 4. Heterogeneidade do habitat: o efeito positivo na riqueza e na ocupação de anuros na Mata Atlântica.

Fatores climáticos influenciando os anfíbios - Neste tema nós apresentamos três capítulos que destacam a importância da precipitação, em diferentes escalas, para a comunidade de anfíbios da RNV.

Capítulo 5. A importância de dados de pluviosidade em escala fina para revelar padrões de abundância de anuros da Mata Atlântica

Capítulo 6. Até que ponto a localização de uma estação meteorológica pode afetar os resultados em estudos ecológicos? Um estudo de caso com anfíbios na Mata Atlântica brasileira

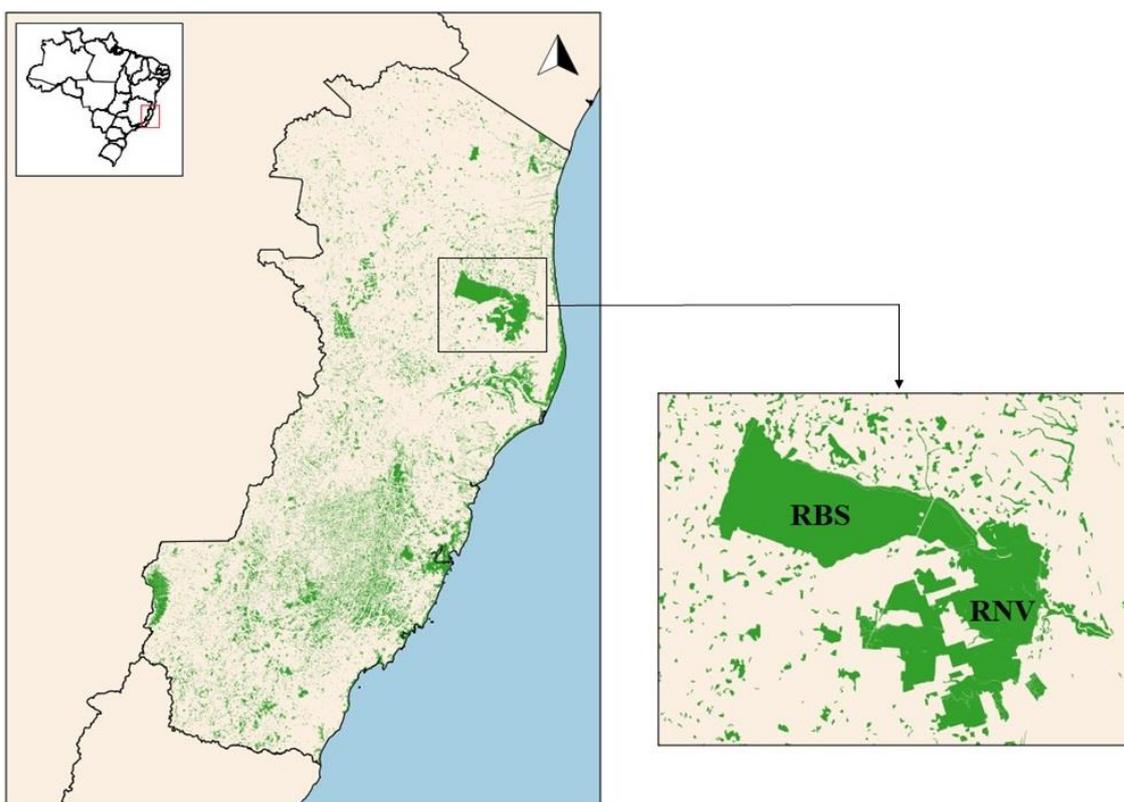
Capítulo 7. As secas severas podem causar extinções locais de anuros? Um teste empírico em um hotspot de biodiversidade.

Conservação – Finalizamos esta tese com um epílogo onde reunimos as informações sobre os anfíbios e outros organismos da herpetofauna e destacamos o papel da RNV para a conservação da biodiversidade. Também apresentamos recomendações para aumento do grau e esforço de conservação da fauna de anfíbios na RNV com base nas aprendizagens obtidas.

ÁREA DE ESTUDO

A Reserva Natural Vale (RNV) é uma área protegida privada localizada no norte do estado do Espírito Santo, entre os municípios de Linhares e Jaguaré (Figura 1). A reserva possui cerca de 23.500 ha e representa uma das áreas de elevada importância para a conservação da diversidade biológica da Mata Atlântica, estando localizada no corredor central da Mata Atlântica (MMA, 2000). Em conjunto com a Reserva Biológica de Sooretama e outras áreas no entorno, forma a maior área de floresta natural praticamente contínua (~50.000 ha) de todo o estado do Espírito Santo (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2011).

Figura 1 – Mapa dos remanescentes florestais do Espírito Santo mostrando a localização do bloco florestal Reserva Biológica de Sooretama-Reserva Natural Vale.



Fonte: O autor, 2021.

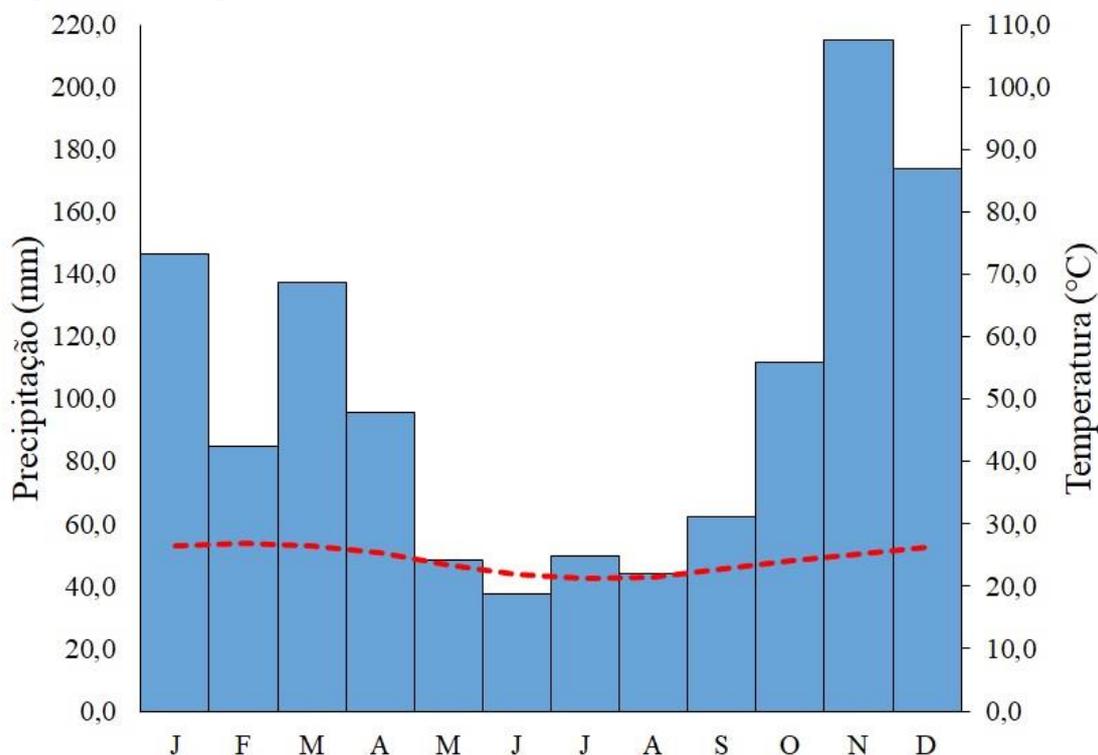
História da Reserva Natural Vale

A formação da RNV teve início em 1955, quando a antiga Companhia Vale do Rio Doce (CVRD) adquiriu 103 propriedades florestadas com o objetivo inicial de manter um estoque de madeiras para a produção de dormentes que seriam utilizados para abastecer a Estrada de Ferro Vitória a Minas (Jesus e Rolim, 2005). No entanto, após um inventário florestal realizado em 1963 nas propriedades adquiridas, decidiu-se por manter a floresta de forma permanente e utilizá-la para realizar estudos e levantar informações básicas sobre manejo florestal (Jesus e Rolim, 2005; Kierulff et al., 2014). Após isso, em 1973 a então CVRD consolidou os limites da RNV, com a fusão das 103 propriedades, destinou a Reserva à conservação da Mata Atlântica e estabeleceu o nome Reserva Florestal de Linhares. Em 1978, as atividades de pesquisa sobre a fauna e flora foram impulsionadas na Reserva e teve início o trabalho de proteção ecossistêmica, que consistiu no estabelecimento de uma equipe de vigilância para a prevenção e combate das principais ameaças à área (por exemplo, caça ilegal e incêndios florestais, Kierulff et al., 2014). Com o passar dos anos, espécies da fauna e flora foram descritas a partir de espécimes coletados no interior dos limites da Reserva, dentro das quais podemos citar os anfíbios *Proceratophrys laticeps* e *Boana pombali*. Adicionalmente, muitas outras espécies foram também descobertas descritas a partir de áreas adjacentes fora dos limites da RNV (*Ololygon agilis*, *Adenomera thomei*, *Rhinella hoogmoedi*, e o lagarto *Ameivula nativo*), o que mostra também o valor de conservação dessas áreas. Finalmente, em 2008, a área passou a ser denominada Reserva Natural Vale e sua contribuição para a proteção da biodiversidade e apoio ao desenvolvimento de conhecimento científico foi reconhecida pela UNESCO, que concedeu o título de Posto Avançado da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, que posteriormente foi renovado em 2013 (Kierulff et al., 2014).

Clima

O clima geral da região caracteriza-se pela marcada sazonalidade no regime de chuvas com uma estação chuvosa ocorrendo de outubro a março e uma seca (ou menos úmida), de abril a setembro (Garay e Rizzini, 2003). Segundo as médias dos dados climáticos históricos, o clima na região é tropical quente e úmido, com pluviosidade anual média de 1.202 mm e temperatura média anual de 23,3 oC (Kierulff et al., 2014).

Figura 2 - Diagrama ombrométrico da Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, baseado em dados de temperatura média e precipitação (série histórica 1975-2017) da estação meteorológica da Reserva Natural Vale.



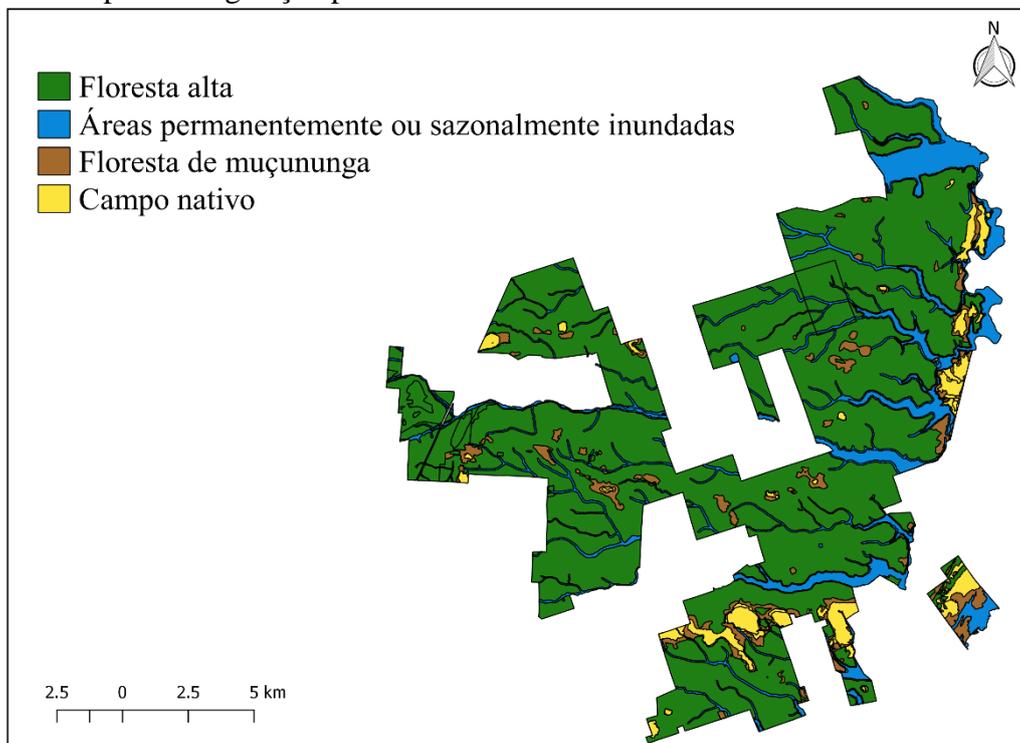
Fonte: O autor, 2021.

Vegetação

As florestas que ocorrem sobre os tabuleiros terciários do norte do Espírito Santo têm sido motivo de controvérsia em relação à sua classificação fisionômica ao longo dos anos. Diferentes estudos adotam a classificação Floresta Ombrófila Densa para a região (e.g. Oliveira-Filho e Fontes 2000; Souza et al., 2000), enquanto outros assumem como Floresta Estacional Semidecidual (Rizzini et al., 1997, Rolim et al. 2006). Considerando os padrões fenológicos, sazonalidade climática, ritmo de mudança foliar e o fato da maior parte das árvores se manterem perenes, Rolim et al. (2016) concluíram que a classificação que melhor se aplica para a RNV é a Floresta Estacional Perenifólia, assim como para toda região norte do Estado. No entanto, Saiter et al. (2017) sugeriram o termo “Floresta Estacional Semidecidual a Perenifólia”, de modo a considerar a flexibilidade do regime de renovação foliar da floresta em sua própria classificação.

A RNV é composta por um mosaico de fitofisionomias, com quatro tipos distintos de vegetação nativa: floresta alta (ou também chamada de floresta de tabuleiro), áreas permanentemente ou sazonalmente inundadas, floresta de muçununga, e campo nativo.

Figura 3 – Mapa da Reserva Natural Vale, norte do Espírito Santo, mostrando os diferentes tipos de vegetação presentes na área.



Fonte: O autor, 2021.

A floresta alta cobre a maior área da Reserva (70%) e sua distribuição ocorre sobre os solos do tipo Podzólico (Peixoto e Gentry, 1990). Esse tipo de vegetação caracteriza-se pela presença de árvores de grande porte (que atingem até 40 m de altura), sub-bosque ralo e bastante sombreado e densa camada de serrapilheira (Peixoto et al., 2008).

Figura 4 - Aspecto geral da Floresta de Tabuleiro na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo.



Fonte: O autor, 2021.

As áreas permanentemente ou sazonalmente inundadas ocupam 11% da área e estão associadas aos brejos e margens dos cursos d'água da Reserva. Peixoto et al. (2008) destacaram a dificuldade em definir e descrever com precisão esse tipo de vegetação, devido as diferenças na fisionomia das áreas, que podem ocorrer em áreas dentro da floresta ou em áreas abertas. No entanto, de forma geral, essas áreas podem apresentar vegetação herbácea ou lenhosa, com arbustos e árvores que variam entre 3 e 20 metros de altura (Peixoto et al., 2008).

Figura 5 - Aspecto geral das áreas permanentemente ou sazonalmente inundadas na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo.



Fonte: O autor, 2021.

A floresta de muçununga cobre cerca de 8% da área, ocorre em solos arenosos e possui uma camada de dossel menos densa e com árvores menores (quando comparadas à floresta alta), que variam em altura entre 7 e 10m com algumas árvores emergentes entre 15 e 18m (Peixoto et al., 2008; Simonelli et al., 2008). A camada do dossel é principalmente descontínua, o que permite que a luz solar penetre diretamente no solo da floresta (Simonelli et al., 2008).

Figura 6 - Aspecto geral da Floresta de Mussununga na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo.



Fonte: O autor, 2021.

Os campos nativos são formações encontradas em solos arenosos, marinhos (até 9m) ou fluviais (acima de 28m), ocorrem no sul da Bahia e norte do Espírito Santo, onde formam enclaves dentro da floresta (Peixoto, 1982; Peixoto et al., 2008). Este tipo de vegetação possui uma composição florística muito semelhante às restingas do sudeste do Brasil, bem como condições edáficas semelhantes, como substrato arenoso pobre em nutrientes e águas subterrâneas rasas (Peixoto 1982; Kierulff et al., 2014). Na RNV os campos nativos cobrem cerca de 6% da área e se destacam pelo predomínio de bromélias, vegetação herbácea e lenhosas não arbóreas (Peixoto et al., 2008). Os campos nativos na RNV podem ser classificados em quatro tipos de formações, considerando a fisionomia e a frequência / dominância das espécies vegetais: graminóide denso, graminóide, arbustivo fechado e arbustivo aberto (Peixoto et al. 2008).

Figura 7 - Aspecto geral de áreas de Campos Nativos na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo.



Fonte: O autor, 2021.

REFERÊNCIAS

- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Artmed Editora. 752p., 2009.
- BOLNICK, D. I.; AMARASEKARE, P.; ARAÚJO, M. S., BÜRGER, R.; LEVINE, J. M.; NOVAK, M.; RUDOL, V. H. W.; SCHREIBER, S. J.; URBAN, M. C.; VASSEUR, D. A. Why intraspecific trait variation matters in community ecology. *Trends in Ecology Evolution*, v. 26, p. 183-192, 2011.
- CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation*, v. 128, p. 231–240, 2006.
- DUELLMAN, W. E.; L. TRUEB. *Biology of the Amphibians*. New York: McGraw-Hill. 670 p., 1986.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. *Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - período 2008-2010*. São Paulo, 2011
- GARAY, I.; RIZZINI, M. C. A. *Floresta Atlântica de Tabuleiros: Diversidade Funcional da Cobertura Arbórea*. Editora Vozes, Petrópolis, RJ, 2004.
- GIARETTA, A. A.; FACURE K. G.; SAWAYA, R. J.; MEYER, J. H. D.; CHEMIN, N. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes. *Biotropica*, v. 31, n. 4, p. 669-674, 1999.
- 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.
- KIERULFF, M. C. M., AVELAR, L. H. S., FERREIRA, M. E. S., POVOA, K. F., BÉRNILS, R. S. Reserva Natural Vale: História e aspectos físicos. *Ciência & Ambiente*, v. 49, p. 7-35, 2014.
- KRAFT, N. J. B.; ADLER, P. B.; GODOY, O.; JAMES, E. C.; FULLER, S.; LEVINE, J.M. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Funct. Ecol.*, 29, 592– 599. (2015)
- LAVOREL, S.; GARNIER, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the holy grail. *Functional Ecology*, v. 16, p. 545- 556, 2002.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). *Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. MMA/SBF, Brasília, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, v. 32 p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA, J. C. F.; PRALON, E.; COCO, L.; PAGOTTO, R. N. V.; ROCHA, C. F. D. Environmental humidity and leaf-litter depth affecting ecological parameters of a leaf-litter frog community in an Atlantic Rainforest area. *Journal of Natural History*, v. 47, p. 2115-2124, 2013.

OVASKAINEN, O.; TIKHONOV, G.; NORBERG, A.; GUILLAUME BLANCHET, F.; DUAN, L.; DUNSON, D.; ROSLIN, T; ABREGO, N. How to make more out of community data? A conceptual framework and its implementation as models and software. *Ecology letters*, v. 20, n. 5, 561-576, 2017.

PEIXOTO, A. L. Considerações preliminares sobre a flora e a vegetação da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (Linhares, ES). *Cadernos de Pesquisa da Universidade Federal do Piauí*, v. 1, p. 41-48, 1982.

PEIXOTO, A. L.; GENTRY, A. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica*, v. 13, p. 19-25. 1990.

PEIXOTO, A.L.; SILVA, I. M.; PEREIRA, O.J.; SIMONELLI, M.; JESUS, R.M.; ROLIM, S. G. Tabuleiro Forests North of the Rio Doce: Their Representation in the Vale do Rio Doce Natural Reserve, Espírito Santo, Brazil. In: THOMAS, W.W.; E.G., BRITTON (Eds.). *The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil*. Memoirs of the New York Botanical Garden, New York, USA, p. 313-348, 2008.

PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A. C.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Changes in the community structure of anurans in the Coastal plain forest, southeastern Brazil. *Ecological Research*, v. 35, p. 540-549, 2020.

PIANKA, E. R. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 4, p. 53-74, 1973.

RIZZINI, C. M.; ADUAN, R. E.; JESUS, R.; GARAY, I. Floresta pluvial de tabuleiro, Linhares, ES, Brasil: sistemas primários e secundários. *Leandra*, v. 12, p. 54-76, 1997.

ROLIM, S. G., IVANAUSKAS, N. M.; ENGEL, V. L. As florestas de tabuleiro do norte do Espírito Santo são ombrófilas ou estacionais? In: ROLIM, S. G., MENEZES L. F. T., SRBEK-ARAUJO, A. C. (Eds.) *Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale*. Ed. Rupestre, Belo Horizonte, p. 47-60, 2016.

ROLIM, S. G.; IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; NASCIMENTO, M. T.; GOMES, J. M. L.; FOLLI, D. A.; COUTO, H. T. Z. Composição florística do estrato arbóreo da Floresta Estacional Semidecidual na planície aluvial do rio Doce, Linhares, ES, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, v. 20, n. 3, p. 549-561, 2006.

SAITER, F. Z.; ROLIM, S. G.; JORDY FILHO, S.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. D. Uma revisão sobre a controversa classificação fisionômica da Floresta de Linhares, norte do Espírito Santo. *Rodriguésia*, v. 68, n. 5, p.1987-1999, 2017.

SANTOS-PEREIRA, M.; CANDATEN, A.; MILANI, D.; OLIVEIRA, F. B.; GARDELIN, J.; ROCHA, C. F. D. Seasonal variation in the leaf-litter frog community (Amphibia: Anura) from an Atlantic Forest Area in the Salto Morato Natural Reserve, southern Brazil. *Zoologia*, v. 28, n. 6, p. 755-761, 2011.

SIMONELLI, M.; SOUZA, A. L.; PEIXOTO, A. L.; SILVA, A. F. Floristic composition and structure of the tree component of a muçununga forest in the Linhares Forest Reserve, Espírito Santo, Brazil. In: THOMAS, W.W.; E.G., BRITTON (Eds.). *The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil*. Memoirs of the New York Botanical Garden, New York, USA, p. 345–364, 2008.

SIQUEIRA, C. C.; ROCHA, C. F. D. Gradientes altitudinais: conceitos e implicações sobre a biologia, a distribuição e a conservação dos anfíbios anuros. *Oecologia Australis*, v. 17, n. 2, p. 92-112, 2013.

SIQUEIRA, C. C.; VRCIBRADIC, D.; NOGUEIRA-COSTA, P.; MARTINS, A. R.; DANTAS, L.; GOMES, V. L. R.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Environmental parameters affecting the structure of leaf-litter frog (Amphibia: Anura) communities in tropical forests: A case study from an Atlantic Rainforest area in southeastern Brazil. *Zoologia*, v. 31, n. 2, p. 147–152, 2014.

SOARES, C. S., BRITO, J. C. Environmental correlates for species richness among amphibians and reptiles in a climate transition area. *Biodiversity Conservation*, v. 16, p. 1087-1102, 2007.

SOUZA, A.L.; SCHETTINO, S.; JESUS, R.M.; VALE, A.B. Dinâmica da regeneração natural em uma floresta ombrófila densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S. A., Estado do Espírito Santo, Brasil. *Revista Árvore*, v. 26, n. 4, p. 411-419, 2000.

WISZ, M.S., POTTIER, J., KISSLING, W.D., PELLISSIER, L., LENOIR, J., DAMGAARD, C.F. DORMANN, C. F.; FORCHHAMMER, M. C.; GRYTNES, J. A.; GUIBAN, A.; HEIKKINEN, R. K.; HØYE, T. T.; KÜHN, I.; LUOTO, M.; MAIORANO, L.; NILSSON, M. C.; NORMAND, S.; ÖCKINGER, E.; SCHMIDT, N. M.; TERMANSEN, M.; TIMMERMANN, A.; WARDLE, D. A.; AASTRUP, P.; SVENNING, J. C. The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling. *Biological Reviews*, v. 88, p. 15– 30, 2013.

1 A COMUNIDADE DE ANFÍBIOS DE UM DOS MAIORES REMANESCENTES DO BIOMA MATA ATLÂNTICA (RESERVA NATURAL VALE)

Pereira-Ribeiro, J., Ferregueti, Átilla C., Bergallo, H. G., & Rocha, C. F. D. A three-year Herpetofauna survey from one of the largest remnants of the Atlantic Rainforest Biome (Reserva Natural Vale). *Papéis Avulsos De Zoologia*, v. 62, p. 1-13. 2022.

A Mata Atlântica é um bioma considerado um hotspot para conservação da biodiversidade, com sua importância reconhecida mundialmente (Myers et al., 2000). No entanto, o histórico da dinâmica de ocupação do solo e exploração dos recursos naturais tem resultado em intensa fragmentação da paisagem original, tornando este bioma altamente ameaçado (Ribeiro et al., 2009; Colombo e Joly, 2010). Atualmente, apenas 28% da cobertura vegetal nativa permanece para o bioma Mata Atlântica, com apenas 30% deles localizados em áreas protegidas (Rezende et al., 2018).

A maioria dos fragmentos florestais da Mata Atlântica tem menos de 100 hectares e estima-se que apenas 77 remanescentes florestais tenham mais de 10.000 hectares (Ribeiro et al., 2009). A Reserva Natural Vale (RNV), localizada no estado do Espírito Santo, no sudeste do Brasil, juntamente com a Reserva Biológica de Sooretama (RBS) e outras áreas menores em seu entorno, formam um bloco florestal de cerca de 50.000 hectares, constituindo um dos os maiores remanescentes de floresta contínua no bioma Mata Atlântica (Kierulff et al., 2014).

O bloco florestal RNV-RBS possui notável riqueza de flora e fauna, abrigando diversas espécies ameaçadas de extinção, e sua importância para a proteção da biodiversidade da Mata Atlântica já foi reforçada em diferentes estudos (veja Rolim et al., 2016; Fraga et al., 2019). No entanto, menos atenção tem sido dada aos anfíbios embora o número de estudos tenha aumentado constantemente nos últimos anos (por exemplo, Pereira-Ribeiro et al., 2019; 2020a, b).

A falta de informações detalhadas sobre a composição e estrutura da comunidade local restringe a proposição de medidas eficazes para a proteção da maioria das espécies e a compilação de dados confiáveis sobre a composição das espécies locais existentes é essencial para a conservação de uma determinada região (Rocha et al., 2004). Neste estudo, fornecemos dados sobre a riqueza, abundância, composição e distribuição de espécies de anfíbios, com base em dados primários resultantes de um esforço de

monitoramento de três anos (2015-2018) na Reserva Natural Vale, Espírito Santo, sudeste do Brasil.

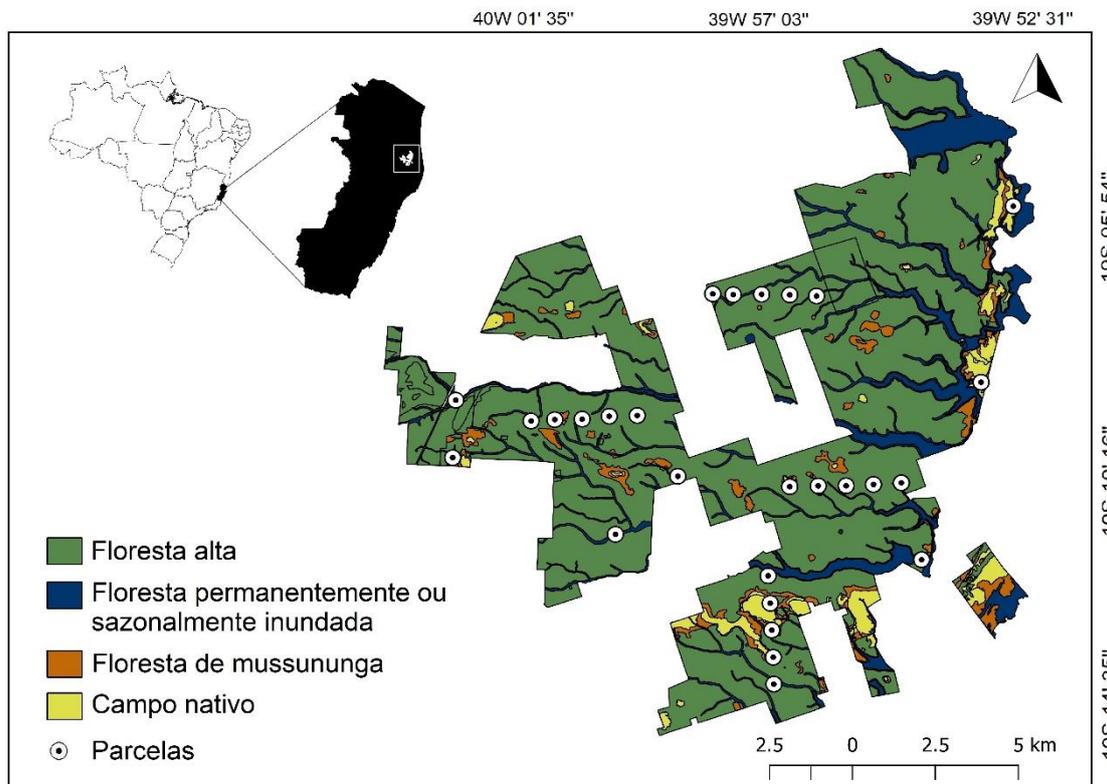
1.1 Material e métodos

1.1.1 Amostragens

Realizamos as amostragens de campo no período de junho de 2015 a fevereiro de 2018, abrangendo os meses da estação seca (abril a setembro) e da estação chuvosa (outubro a março) na área estudada. As campanhas de campo duraram de sete a 10 dias e foram mensais no primeiro ano (junho de 2015 a maio de 2016) e bimestrais no restante do período. As amostragens foram realizadas no período diurno (7h00 - 17h00) e à noite (18h00-23h00) para aumentar a possibilidade de amostrar uma gama mais ampla de espécies com diferentes períodos de atividade.

Utilizamos 27 parcelas de 250 m de comprimento (com 10 m de faixa efetivamente amostrada) distribuídas proporcionalmente em todos os tipos de vegetação presentes na área. As parcelas foram estabelecidas na área pelo Programa de Pesquisa em Biodiversidade da Mata Atlântica (PPbio MA), seguindo o método RAPELD (Magnusson et al. 2005). Este método consiste em parcelas permanentes e padronizadas de 250 m de comprimento, seguindo os contornos de nível do terreno, distantes pelo menos 1 km entre si.

Figura 8 - Localização da Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil, mostrando a localização das parcelas e os tipos de vegetação presentes na Reserva.



Fonte: O autor, 2021.

Buscamos pelas espécies de anfíbios ao longo das parcelas pelo método de busca ativa, com amostragens visuais e auditivas (Crump e Scott Jr, 1994), simultaneamente pelo mesmo par de dois observadores. Durante cada transecto, as parcelas foram cuidadosamente pesquisadas, em busca de espécies na serapilheira, árvores, galhos, arbustos, troncos caídos e em outros microhabitats. Amostramos todas as parcelas usando o mesmo protocolo, gastando um tempo aproximado de 1 h junto com cada parcela. Registramos todos os indivíduos de espécies de anfíbios localizadas visualmente ou por sua atividade de canto a aproximadamente 5 m de cada lado da linha do enredo (totalizando 10 m da faixa efetivamente amostrada). Considerando todo o período de estudo, amostramos cada parcela sete vezes em cada período (dia e noite). Além disso, registramos espécies de anfíbios ocasionalmente encontradas nas trilhas e estradas da Reserva Natural Vale.

Fotografamos os indivíduos capturados, identificamos as espécies e soltamos os indivíduos no mesmo local em que foram originalmente encontrados. Identificamos as

espécies com base na literatura específica e com auxílio de guias de anfíbios da Mata Atlântica (por exemplo, Gasparini, 2012; Haddad et al., 2013), com confirmação por especialistas, quando necessário. Quando possível, foi coletado um indivíduo por espécie como voucher de espécime (autorizado pelo Sisbio / RAN nº 46327-4). Os indivíduos coletados foram eutanasiados com xilocaína anestésica e fixados em solução de formalina a 10%, seguindo procedimentos padronizados. Os espécimes foram depositados no acervo herpetológico do Museu Nacional do Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

1.1.2 Análise de dados

Para avaliar a suficiência das amostragens para caracterizar a comunidade de anfíbios da RNV, realizamos uma curva de rarefação de espécies, que representou a riqueza observada e estimada com base em campanhas de amostragem. A curva de riqueza estimada corresponde à riqueza de cada amostra calculada pelo estimador Chao 2. Usamos o estimador Chao 2 porque várias espécies foram registradas apenas uma vez (singletons) (Magurran, 2013). Usamos a presença / ausência de espécies como entrada para realizar a análise. O modelo foi obtido com 1.000 randomizações por meio do software EstimateS 9.0 (Colwell, 2013). A taxonomia adotada segue Frost (2020) para anfíbios. Para definir o endemismo, utilizamos Monteiro-Filho e Conte (2017).

1.2 Resultados

Registramos 595 indivíduos de 39 espécies de anfíbios, todas pertencentes à ordem Anura, distribuídas em sete famílias (Tabela 1, Figuras 9 e 10). A família Hylidae foi a mais representativa em número de espécies (21 spp., 54%), seguida por Leptodactylidae (8 spp., 20%) e Microhylidae (4 spp., 10%)

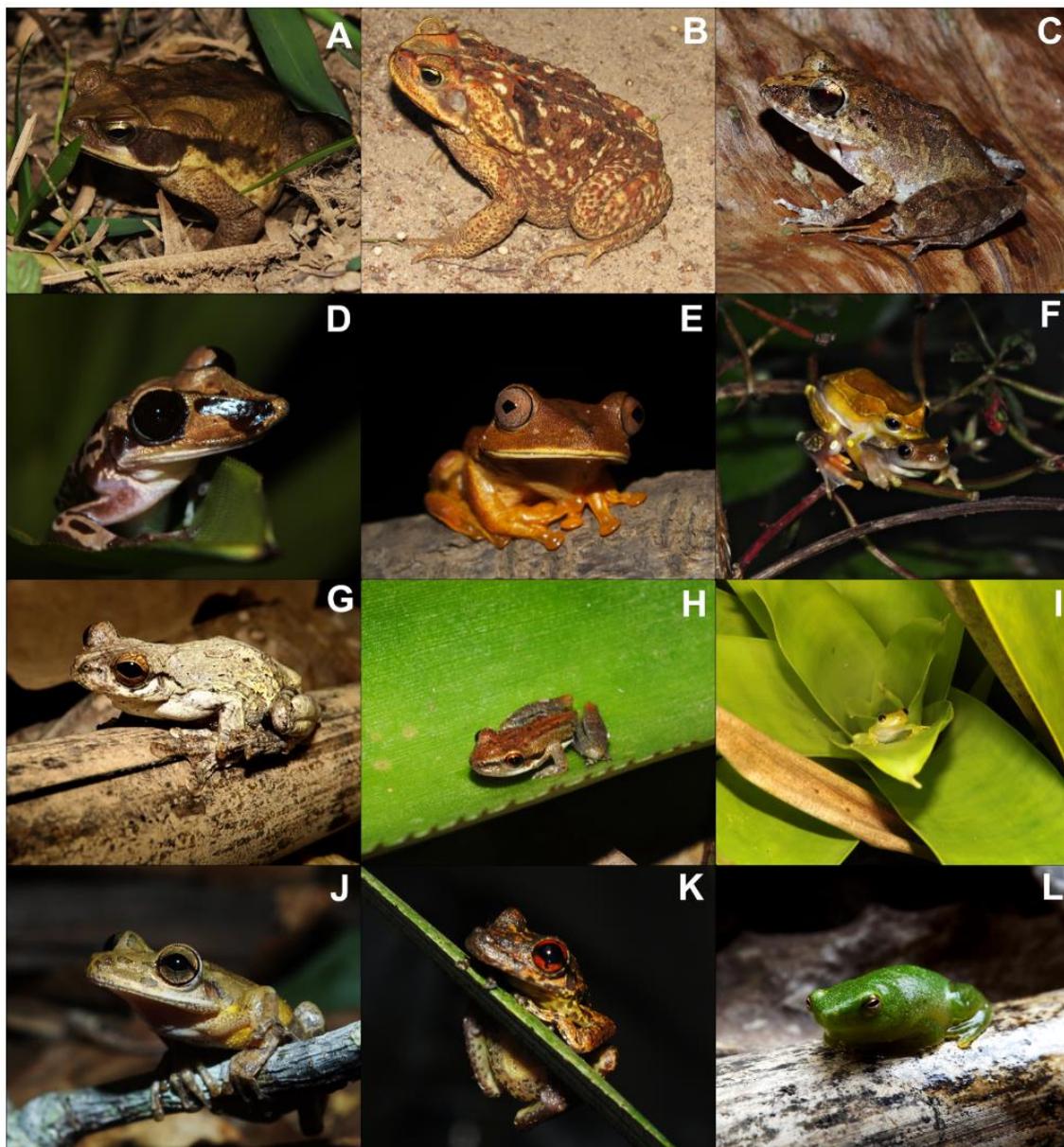
Tabela 1 - Lista das espécies de anfíbios registradas na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil.

Ordem/Família/Espécies	Método	END/MA	Tipo de vegetação
ANURA			
Bufonidae			
<i>Rhinella crucifer</i> (Wied-Neuwied, 1821)	BA/EO	X	1, 2
<i>Rhinella granulosa</i> (Spix, 1824)	BA/EO	-	2

<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)	BA/EO	-	2
Craugastoridae			
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	BA/EO	X	1, 3
Hylidae			
<i>Aparasphenodon bruno</i> i Miranda-Ribeiro, 1920	BA/EO	X	1, 3, 4
<i>Boana faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	BA/EO	-	2
<i>Boana pombali</i> (Caramaschi, Pimenta, and Feio, 2004)	BA	X	2
<i>Boana semilineata</i> (Spix, 1824)	BA/EO	X	1, 2, 4
<i>Dendropsophus anceps</i> (Lutz, 1929)	BA/EO	X	2
<i>Dendropsophus bipunctatus</i> (Spix, 1824)	BA/EO	X	2
<i>Dendropsophus branneri</i> (Cochran, 1948)	BA/EO	X	2
<i>Dendropsophus decipiens</i> (Lutz, 1925)	BA/EO	X	2, 4
<i>Dendropsophus elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	BA/EO	X	2
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	BA/EO	-	2
<i>Dendropsophus seniculus</i> (Cope, 1868)	EO	X	2
<i>Oloolygon agilis</i> (Cruz & Peixoto, 1983)	BA	X	4
<i>Oloolygon argyreornata</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	BA	X	1, 3
<i>Phyllodytes luteolus</i> (Wied-Neuwied, 1824)	BA	X	4
<i>Scinax alter</i> (Lutz, 1973)	BA	X	1, 2, 3, 4
<i>Scinax cuspidatus</i> (Lutz, 1925)	BA	X	4
<i>Scinax eurydice</i> (Bokermann, 1968)	BA	X	1, 2
<i>Scinax fuscovarius</i> (Lutz, 1925)	EO	-	2
<i>Scinax sp.</i>	BA	X	1
<i>Sphaenorhynchus planicola</i> (Lutz and Lutz, 1938)	BA	X	2
<i>Trachycephalus mesophaeus</i> (Hensel, 1867)	BA/EO	X	1, 2, 3
Leptodactylidae			
<i>Adenomera thomei</i> (Almeida and Angulo, 2006)	EO	X	2
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	BA/EO	-	2, 4
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	BA/EO	-	2
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	BA/EO	-	2
<i>Leptodactylus natalensis</i> Lutz, 1930	BA	-	2
<i>Physalaemus aguirrei</i> Bokermann, 1966	BA/EO	X	1, 2, 3, 4
<i>Physalaemus gr. signifer</i>	BA/EO	-	1, 2, 3
<i>Physalaemus obtectus</i> Bokermann, 1966	EO	X	2
Microhylidae			
<i>Chiasmocleis capixaba</i> Cruz, Caramaschi & Izecksohn, 1997	BA	X	1
<i>Chiasmocleis schubarti</i> Bokermann, 1952	BA	X	1
<i>Dasylops schirchi</i> Miranda-Ribeiro, 1924	BA/EO	X	1
<i>Stereocyclops incrassatus</i> Cope, 1870	BA/EO	X	1
Odontophrynidae			
<i>Proceratophrys laticeps</i> Izecksohn & Peixoto, 1981	BA	X	1
Phyllomedusidae			
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i> Boulenger, 1882	BA/EO	X	2

Legenda: BA = Busca ativa, EO = encontro ocasional, END/MA: Endêmico da Mata Atlântica. Tipo de vegetação se refere à fitofisionomia em que a espécie foi registrada, 1 = floresta de tabuleiro, 2 = floresta permanentemente ou sazonalmente inundada, 3 = floresta de muçununga, 4 = campo nativo.

Figura 9 - Algumas das espécies de anuros que registramos na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil.



Legenda: (A) *Rhinella crucifer*, (B) *Rhinella diptycha*, (C) *Haddadus binotatus*, (D) *Aparasphenodon brunoi*, (E) *Boana semilineata*, (F) *Dendropsophus elegans*, (G) *Dendropsophus seniculus*, (H) *Ololygon agilis*, (I) *Phyllodytes luteolus*, (J) *Scinax eurydice*, (K) *Scinax* sp., (L) *Sphaenorhynchus planicola*.

Fonte: O autor, 2021.

Figura 10 - Algumas das espécies de anuros que registramos na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil.

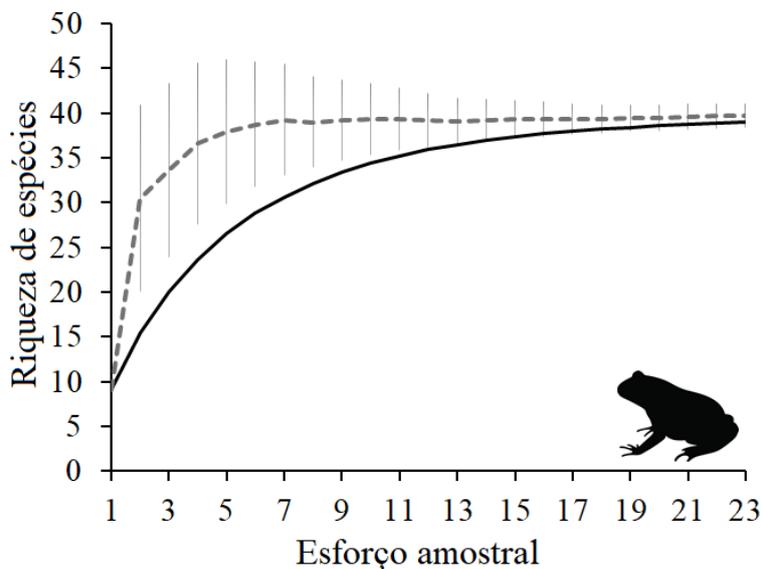


Legenda: (A) *Trachycephalus mesophaeus*, (B) *Leptodactylus fuscus*, (C) *Leptodactylus latrans*, (D) *Leptodactylus mystacinus*, (E) *Physalaemus aguirrei*, (F) *Physalaemus* gr. *signifer*, (G) *Chiasmocleis capixaba*, (H) *Chiasmocleis schubarti*, (I) *Dasylops schirchi*, (J) *Stereocyclops incrassatus*, (K) *Proceratophrys laticeps*, (L) *Phyllomedusa burmeisteri*.

Fonte: O autor, 2021.

A curva de acumulação para anuros atingiu uma assíntota (Figura 11), com uma riqueza estimada de $39,72 \pm 1,37$ (Chao 2).

Figura 11 - Curvas de acumulação (linha preta) e rarefação (linha cinza) das espécies de anfíbios registradas durante as 23 campanhas de amostragem de 2015 a 2018 na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil.

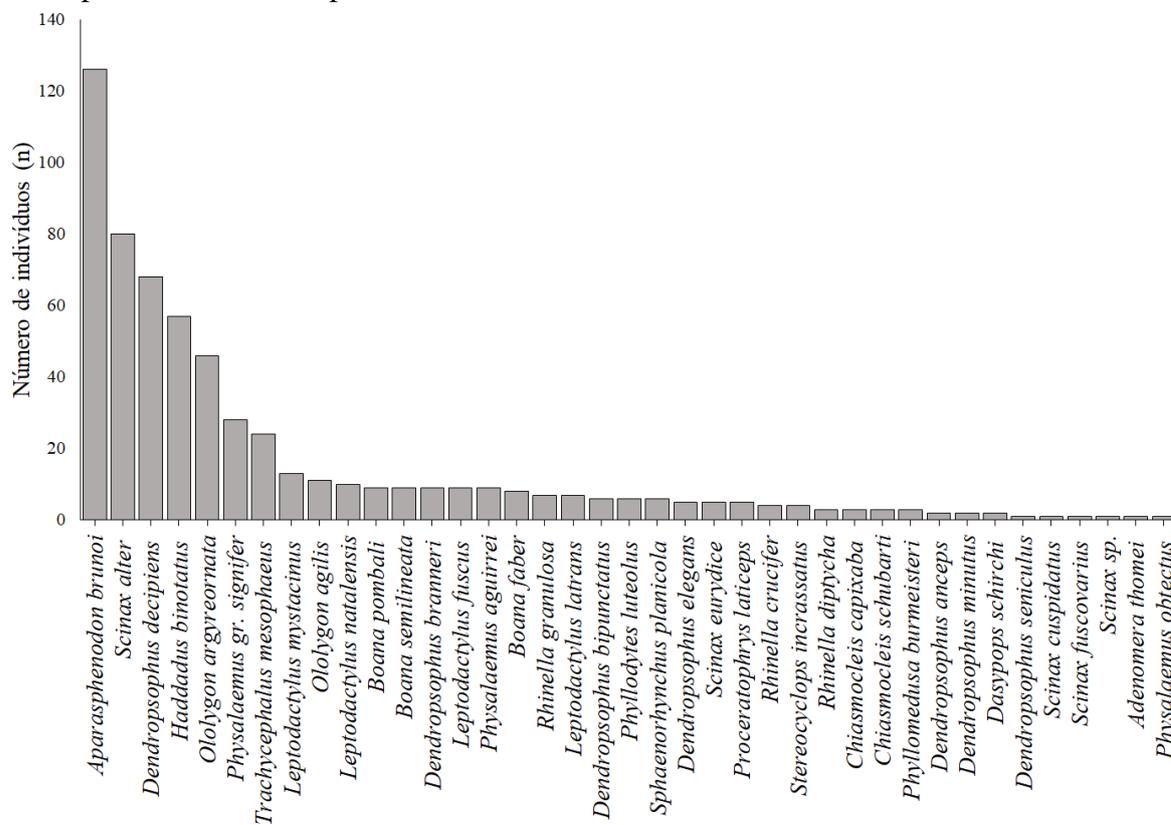


Fonte: O autor, 2021.

Entre os tipos de vegetação, as áreas permanentemente ou sazonalmente inundadas apresentaram a maior riqueza, com 27 espécies (69,2%), sendo 18 encontradas somente nessa fitofisionomia, seguida da floresta alta (16 spp., 6 restritas), campo nativo (9 spp., 3 restritas) e floresta de muçununga (7 spp.).

Aparasphenodon bruno foi a espécie que apresentou maior abundância na comunidade (126 indivíduos, 21,2%, Figura 12), seguido de *Scinax alter* (80 indivíduos, 13,4%), *Oloolygon argyreornata* (68 indivíduos, 11,4%) e *Haddadus binotatus* (57 indivíduos, 9,6%). Registramos a maioria das espécies (34 espécies, 87%) usando o método de busca ativa em parcelas, com 14 das espécies sendo registradas exclusivamente por este método (Tabela 1).

Figura 12 – Número de indivíduos de cada espécie registrada na Reserva Natural Vale, município de Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil.



Fonte: O autor, 2021.

Das espécies de anuros registradas, aproximadamente 75% são endêmicas do bioma Mata Atlântica. Nenhuma das espécies registradas de anuros está incluída nas listas de espécies ameaçadas de extinção da IUCN (IUCN, 2020), Brasil (ICMBIO / MMA, 2018) ou do estado do Espírito Santo (Fraga et al., 2019).

1.3 Discussão

Encontramos uma riqueza de 39 espécies de anuros na Reserva Natural Vale, o que equivale a cerca de 29% das espécies de anfíbios conhecidas em todo o estado do Espírito Santo (Almeida et al., 2011). A curva de rarefação tendeu a se estabilizar, com uma riqueza esperada de cerca de 40 espécies, valor bastante semelhante ao que registramos, indicando que nosso esforço amostral foi satisfatório. Embora alguns estudos recentes sobre comunidades de anuros nesta reserva tenham fornecido um número considerável de espécies, variando de 21 a 24 espécies (Pereira-Ribeiro et al., 2019;

2020a, b), eles foram projetados para um período mais curto e usando particular esforços de amostragem e métodos para estudar apenas uma das fitofisionomias da reserva (ou seja, Floresta de Tabuleiro, Pereira-Ribeiro et al., 2020b), ou para investigar alguns parâmetros ecológicos particulares como a atividade, detectabilidade e efeitos da precipitação sobre a atividade dos anuros (Pereira-Ribeiro et al., 2019; 2020a, b). Por outro lado, o presente estudo baseado em um método sistemático de amostragem (em Módulos RAPELD) cobriu todos os tipos de vegetação presentes na área da reserva e foram amostrados continuamente por cerca de três anos, o que permitiu chegar a uma melhor aproximação da riqueza real de espécies de anuros que ocorrem na Reserva. Além disso, o presente estudo levou em consideração aqueles indivíduos de espécies que ocasionalmente foram encontrados ao longo da reserva, que adicionaram quatro espécies ao estudo: *Adenomera thomei*, *Dendropsophus seniculus*, *Scinax fuscovarius*, *Physalaemus obtectus*. Embora Almeida & Gasparini (2014) relatem uma riqueza de 56 espécies de anfíbios para esta região, eles utilizaram dados primários e secundários de anfíbios, e não restringiram seu inventário às espécies coletadas na RNV (23.500 hectares). Eles também incluíram dados da Reserva Biológica de Sooretama (24.000 hectares) e dos ambientes do entorno dessas reservas. Como aquele estudo não relatou quais espécies foram especificamente registradas em cada área, e levou em consideração uma área muito maior (com pelo menos o dobro do tamanho), isso impede comparações com nossos resultados que trazem dados coletados exclusivamente na Reserva Natural Vale.

Neste estudo, a maioria das espécies de anuros foram encontradas nas áreas permanentemente ou sazonalmente inundadas (cerca de 70%). Um estudo anterior indicou que a floresta alta mantinha uma maior riqueza de anuros em relação às outras fitofisionomias (Pereira-Ribeiro et al. 2020a), no entanto, as áreas inundadas não foram incluídas nas amostragens. Assim, o presente estudo ressalta a complementariedade e importância dos diferentes tipos de vegetação para determinar a diversidade local.

Dentre as espécies encontradas, *A. brunoi* e *S. alter* foram as espécies com maior número de indivíduos registrados durante o período do estudo. Para *A. brunoi*, isso era esperado uma vez que estudos anteriores indicaram a elevada abundância dessa espécie na área (Gomez-Mesa et al. 2017; Pereira-Ribeiro et al. 2019; 2020a,b). No entanto, os mesmos estudos indicaram uma abundância menor para *S. alter* (13 indivíduos). Essa diferença provavelmente também se deve ao fato de estudos anteriores não terem

amostrado as áreas alagadas da Reserva, ressaltando a importância da amostragem de todos os tipos de vegetação presentes para caracterizar a comunidade de anuros.

Aproximadamente 75% das espécies de anuros registradas em nosso estudo são endêmicas da Mata Atlântica, seguindo a mesma tendência de taxa de endemismos em estudos com anuros neste bioma (ex. 77,2% - Dias et al., 2014; 70% - Campos & Lourenço-de-Moraes, 2017). O bioma Mata Atlântica contém o maior grau de endemismo de anfíbios anuros no Brasil (cerca de 80% das espécies conhecidas neste bioma são endêmicas), principalmente devido às suas condições de alta heterogeneidade (por exemplo, diferentes formações vegetais, latitudes e altitudes, Rossa- Feres et al., 2017). A Reserva Natural Vale possui um mosaico com diferentes fitofisionomias e disponibilidade de microambientes, que permitem a ocorrência de espécies com diferentes requisitos de hábitos. Pereira-Ribeiro et al. (2020a) demonstraram que a comunidade de anuros da RNV variava entre os tipos de vegetação, com algumas espécies sendo encontradas exclusivamente em cada fitofisionomia, e enfatizando a importância dos fatores estruturais ao longo da paisagem que afetam a diversidade de espécies. Nossos resultados reforçam a importância do RNV para a conservação de anuros na Mata Atlântica, pois as espécies endêmicas podem ser utilizadas como um critério para avaliar o valor de conservação de ecorregiões e para identificar áreas de conservação prioritárias no Brasil (Loyola et al., 2007).

Concluimos que o RNV contém muitas espécies de anuros, com um elevado número de espécies endêmicas da Mata Atlântica. O presente levantamento de espécies forneceu a aproximação mais atual da riqueza e composição de espécies conhecidas da herpetofauna existente na Reserva Natural Vale, uma vez que o período de coleta dos registros é bastante recente (2015-2018). Além disso, traz o conhecimento de alguns parâmetros da comunidade como riqueza e composição de espécies não só para toda a área da Reserva Natural Vale, mas também para suas diferentes fisionomias, não havendo inclusão de ambientes fora desta reserva. Nossos dados reforçam o papel do RNV como um importante reservatório da biodiversidade de anfíbios e répteis na Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A. P.; GASPARINI, J.L.R. Anfíbios na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Ciência & Ambiente*, v. 49, p. 211-218, 2014.
- ALMEIDA, A. P.; GASPARINI, J. L.; ABE, A.S.; ARGOLO, A. J. S.; BAPTISTOTTE, C.; FERNANDES, R.; ROCHA, C. F. D.; VAN-SLUYS, M. Os Répteis Ameaçados de Extinção no Estado do Espírito Santo. In: PASSAMANI, M.; MENDES, S.L. (eds.). *Livro de Espécies Ameaçadas de Extinção no Espírito Santo*. IPEMA, Vitória, p. 65-72, 2007.
- ALMEIDA, A., GASPARINI, J. L., PELOSO, P. L. V. Frogs of the state of Espírito Santo, southeastern Brazil - the need for looking at the 'coldspots.' *Check List*, v. 7, p. 542-460, 2011.
- BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Spatial and trophic niche differentiation in two sympatric lizards (*Tropiduridus torquatus* and *Cnemidophorus ocellifer*) with different foraging tactics. *Austral Ecology*, v. 19, p. 72-75, 1994.
- CAMPOS, F. S.; LOURENÇO-DE-MORAES, R. Anurans from the mountain chain Serra do Mar: a critical area for amphibian conservation in the Atlantic Forest, Brazil. *Herpetology Notes*, v. 10, p. 547-560, 2017.
- CHIARELLO, A.; SRBEK-ARAÚJO, A.; DEL-DUQUE JR, H.; DE COELHO, E.; ROCHA, C. F. D. Abundance of tegu lizards (*Tupinambis meriana*) in a remnant of the Brazilian Atlantic forest. *Amphibia-Reptilia*, v. 31, p. 563-570, 2010.
- COLOMBO, A. F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Brazilian Journal of Biology*, v. 70, p. 697-708, 2010.
- COLWELL, R. K. *EstimateS, Version 9.1: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Software and User's Guide). Freeware published at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>. 2013.
- CRUMP, M. L.; SCOTT, N.J., JR. Visual encounter surveys. In: HEYER, W.R.; DONNELLY, R.W.; MCDIARMID, M.A.; HAYEK, L.A.C.; FOSTER, M.S. (Eds.), *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, EUA. pp. 84-92, 1994.
- DIAS, I. R.; MEDEIROS, T. T.; NOVA, M. F. V.; SOLÉ, M. Amphibians of Serra Bonita, southern Bahia: a new hotpoint within Brazil's Atlantic Forest hotspot. *ZooKeys*, v. 449, p. 105-130, 2014.
- FRAGA, C. N.; FORMIGONI, M.H.; CHAVES, F.G. *Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo*. Instituto Nacional da Mata Atlântica, Santa Teresa, ES. 2019.

- FROST, D.R. *Amphibian Species of the World: an Online Reference*. Version 6.0. American Museum of Natural History, New York, New York, USA. <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/index.php>. 2019.
- GARAY, I.; RIZZINI, M. C. *A Floresta Atlântica de Tabuleiros: Diversidade Funcional da Cobertura Arbórea*. Editora Vozes, Petrópolis, RJ. 2004.
- GASPARINI, J.L. *Anfíbios e répteis de Vitória e Grande Vitória, Espírito Santo*. Gráfica e Editora GSA, Vitória, Brazil. 2012.
- HADDAD, C.F.B.; TOLEDO, L.F.; PRADO, C.P.A.; LOEBMANN, D.; GASPARINI, J.L.; SAZIMA, I. *Guia dos anfíbios da Mata Atlântica: diversidade e biologia*. Anolis Books, São Paulo, Brazil. 2013.
- HUTCHENS, S. J.; DEPERNO, C.S. Efficacy of sampling techniques for determining species richness estimates of reptiles and amphibians. *Wildlife biology*, v.15, p. 113-122, 2009.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE /MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (ICMBio/MMA). *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. ICMBio, Brasília, Brazil. 2018.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). *The IUCN Red List of Threatened Species*. <http://www.iucnredlist.org>. 2020.
- KIERULFF, M.C.M., AVELAR, L.H.S., FERREIRA, M.E.S., POVOA, K.F., BÉRNILS, R.S. Reserva Natural Vale: História e aspectos físicos. *Ciência & Ambiente*, v. 49, p. 7-35, 2014.
- LOYOLA R.D.; KUBOTA U.; LEWINSOHN, T.M. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions*, v. 13, p. 389-396, 2007.
- MAGNUSSON, W. E.; LIMA, A.P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F.R.C.; CASTILHO, C.V.; KINUPP, E.V.F. RAPELD: A modification of the gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica*, v. 5, p. 1–6. 2005.
- MAGURRAN, A.E. *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons, Malden, MA. 2013.
- MONTEIRO-FILHO, E.L.D.A.; CONTE, C.E. *Revisões em zoologia: Mata Atlântica*. Editora UFPR, Curitiba. 2017.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853-858, 2000.
- PEIXOTO, A.L.; SILVA, I. M.; PEREIRA, O.J.; SIMONELLI, M.; JESUS, R.M.; ROLIM, S. G. Tabuleiro Forests North of the Rio Doce: Their Representation in the Vale do Rio Doce Natural Reserve, Espírito Santo, Brazil. In: THOMAS, W.W.; E.G.,

- BRITTON (Eds.). *The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil*. Memoirs of the New York Botanical Garden, New York, USA, p. 313–348, 2008.
- PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A.C.; BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D. Good timing: Evaluating anuran activity and detectability patterns in the Brazilian Atlantic Forest. *Wildlife Research*, v. 46, p. 566–572, 2019.
- PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A.C.; BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D. Changes in the community structure of anurans in the Coastal plain forest, southeastern Brazil. *Ecological Research*, v. 35, p. 540-549, 2020a.
- PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A.C.; BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D. It's raining today! The importance of fine-scale rainfall data to reveal abundance patterns of Brazilian Atlantic Forest frogs. *Herpetology Notes*, v.13, p. 245-248, 2020b.
- REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation*, v. 16, p. 208-214, 2018.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, v.142, p. 1141-1153, 2009.
- ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; POMBAL JR., J.P.; GEISE, L.; VAN-SLUYS, M.; FERNANDES, R.; CARAMASCHI, U. Fauna de anfíbios, répteis e mamíferos do Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. *Publicações Avulsas do Museu Nacional*, v. 10, p. 3-23, 2004.
- ROLIM, S. G.; MENEZES, L. D.; SRBEK-ARAÚJO, A. C. *Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural vale*. Editora Rona, Belo Horizonte, Brazil, 2016.
- ROSSA-FERES, D. C.; GAREY M. V.; CARAMASCHI, U.; NAPOLI, M.F.; NOMURA, F.; BISPO, A. A.; BRASILEIRO, C. A.; THOMÉ, M. T. C.; SAWAYA, R. J.; CONTE, C. E.; CRUZ, C. A. G.; NASCIMENTO, L.B.; GASPARINI, J.L.; ALMEIDA, A.P.; HADDAD, C. F. B. Anfíbios da Mata Atlântica: lista de espécies, histórico dos estudos, biologia e conservação. In: MONTEIRO-FILHO, E.L.A., CONTE, C.E. (Orgs.) *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica*. Editora Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, Brazil. p 237–314, 2017.
- SCOTT, N.J.JR., AQUINO, A., FITZGERALD, L.A. Distribution, habitats and conservation of the caiman (Alligatoridae) of Paraguay. *Vida Silvestre Neotropical*, v. 2, p. 43-51, 1990.

2 ESPÉCIE AUSENTE OU NÃO DETECTADA? UMA REVISÃO DOS FATORES ABIÓTICOS QUE INFLUENCIAM A DETECTABILIDADE DOS ANUROS

A capacidade de detectar a presença de uma determinada espécie no ambiente é essencial em estudos que visam avaliar a diversidade e distribuição das espécies, bem como em programas de monitoramento de longo prazo (MacKenzie, 2005; Mazerolle et al., 2007). Em estudos de levantamento da biodiversidade, é muito comum que indivíduos ou mesmo espécies não sejam detectados por não serem percebidos pelos observadores, mesmo que estejam presentes no local (MacKenzie et al., 2006). Isso ocorre porque, na natureza, a detectabilidade (ou seja, probabilidade de identificar corretamente a presença de um indivíduo ou espécie em uma determinada área) não é perfeita nem homogênea no espaço para espécies diferentes (MacKenzie et al., 2002; Thompson, 2002). Portanto, a não detecção de indivíduos e / ou espécies em um local não significa necessariamente que ele estava ausente no momento da pesquisa (MacKenzie et al., 2002).

A variação na detectabilidade das espécies pode causar viés nas estimativas da riqueza, abundância e distribuição das espécies, o que pode levar a uma falsa interpretação dos resultados (Kéry e Schmidt, 2008; Archaux et al., 2012). Assim, a importância de considerar a detecção imperfeita de espécies no monitoramento da biodiversidade foi amplamente reconhecida (por exemplo, Kéry e Schmidt, 2004; Bochio e Anjos, 2012) e os métodos que estimam e incorporam a detectabilidade foram bem documentados, como métodos de captura-marcação-recaptura (Otis et al., 1978; Williams et al., 2002), amostragem de distância (Buckland et al., 1993, 2000) e modelagem de ocupação (MacKenzie et al., 2002, 2006).

Os anuros representam um grupo em que as espécies podem ser especialmente difíceis de detectar devido às características de sua história de vida, como as espécies que vivem embaixo da serapilheira, dentro de bromélias ou que possuem hábitos fossoriais (Duelman e Trueb, 1986). Além disso, os anuros estão intrinsecamente relacionados às condições climáticas devido à sua fisiologia e, as respostas a tais condições podem variar entre as espécies (Ospina et al., 2013). Como resultado, espera-se que a detecção de anuros seja influenciada por diferentes fatores ambientais, como a temperatura do ar (Strain et al., 2016; Rivera e Folt, 2018), a umidade relativa do ar (Olson et al., 2011; Pereira-Ribeiro et al. 2019) e precipitação (Rivera e Folt, 2018; Asad et al., 2020), além de fatores estruturais do habitat, como o grau de cobertura vegetal (Curtis e Paton, 2010;

Moreira et al., 2015). Além disso, alguns estudos têm mostrado que aspectos metodológicos também podem desempenhar um papel importante, influenciando significativamente a probabilidade de detecção de uma determinada espécie, como o tipo de modo de amostragem realizado (Farmer et al., 2009; Pereira-Ribeiro et al., 2017) ou o grau de experiência do observador (Smith et al., 2014; Barata et al., 2017).

O número de estudos que estimam a detectabilidade de anuros aumentaram nos últimos anos (por exemplo, Sung et al., 2006; Tanadini e Schmidt 2011, Harings e Boeing, 2014; Ngo et al., 2020). No entanto, parece não haver um padrão geral no tipo e escala das variáveis utilizadas nos modelos, embora possam referir-se ao mesmo fator (por exemplo, precipitação no momento da amostragem, precipitação acumulada diária ou mensal). A avaliação dos fatores que estariam mais relacionados à alta detectabilidade das espécies pode auxiliar nos programas de monitoramento, indicando formas mais consistentes de condução do estudo, resultando em maior eficácia. Também é importante saber como as variáveis podem ser medidas e incorporadas na análise, para um melhor planejamento do monitoramento.

Com base em tais suposições, conduzimos uma revisão global de estudos avaliando os fatores potenciais que influenciam a detecção de anuros. Compilamos estudos que usaram modelagem de ocupação e testaram o efeito de fatores abióticos na probabilidade de detecção de anuros. A modelagem de ocupação, proposta por MacKenzie et al. (2002), é um método que estima a proporção de lugares ocupados, considerando que a probabilidade de detecção de uma determinada espécie é menor que 1 e permite a incorporação de variáveis que podem influenciar ambos os parâmetros (ocupação e detecção). As variáveis incorporadas nos modelos podem ser características físicas do ambiente local, tempo ou diferentes variáveis ambientais. A escolha de quais tipos de variáveis usar nos modelos depende da espécie-alvo ou grupo taxonômico do estudo. Este método consiste em um projeto de amostragem onde N locais são visitados mais de uma vez (ou seja, ocasiões) e a detecção ou não detecção de espécies é registrada em cada ocasião (MacKenzie et al., 2002). A partir do histórico de eventos de detecção e não detecção para cada local, um modelo é construído usando probabilidades, usando a estimativa de máxima verossimilhança (MacKenzie et al., 2002), que é considerado o estimador menos distorcido entre as várias abordagens avaliadas para estimar a probabilidade de detecção (Wintle et al., 2004).

Com base nisso, objetivamos: (1) analisar a distribuição geográfica e temporal dos estudos para determinar possíveis lacunas de conhecimento, (2) identificar os fatores

abióticos mais importantes em geral que influenciam a detectabilidade em espécies de anuros, (3) descrever como as variáveis utilizadas nos modelos foram mensuradas, (4) determinar a importância relativa (magnitude do efeito) dos fatores abióticos na detectabilidade dos anuros em geral e por regiões e (5) definir e avaliar padrões na direção do efeito (positivo / negativo) de cada variável na detectabilidade das espécies de anuros.

2.1 Compilação de dados

Realizamos um levantamento bibliográfico de estudos, desenvolvidos globalmente, que examinaram os efeitos de diferentes fatores abióticos na detectabilidade dos anuros. Compilamos estudos que usaram modelagem de ocupação para estimar a detectabilidade das espécies, pois este é um método frequentemente aplicado a este grupo. Consideramos os estudos que usaram diferentes abordagens e variações do método desde que foi proposto pela primeira vez (por exemplo, Dorazio e Royle, 2005; Kery e Royle, 2015).

O período da busca bibliográfica teve início no ano de 2002, quando o método foi proposto, até 2020, usando os bancos de dados ISI Web of Knowledge (www.webofknowledge.com) e Scopus (www.scopus.com). Como termos de busca utilizamos as seguintes palavras-chave: (“detectability” OR “probability of detection”) AND (“anurans” OR "Anura" OR "frog*" OR "amphibian*"). Adicionalmente, buscamos pelos termos (occupancy model* AND “anurans” OR "Anura" OR " frog* " OR "amphibian*”) para incluir quaisquer estudos que testassem o efeito das variáveis abióticas na detecção de anuros. Além disso, foram incluídos alguns artigos que não foram localizados nas buscas por meio da ISI Web of Science, mas que constavam da lista de referências dos artigos encontrados nesta base de dados.

Para sistematizar nossa análise sobre múltiplos fatores abióticos que influenciam a detecção de anuros, estabelecemos um conjunto de critérios para avaliar a elegibilidade dos artigos. Incluímos apenas estudos originais que testaram efetivamente o efeito de fatores abióticos na probabilidade de detecção de anuros, excluindo estudos que consideraram detectabilidade constante ou testaram outros tipos de fatores (por exemplo, bióticos, tipos de métodos usados). Não incluímos variáveis de tempo (por exemplo, tempo de amostragem, tempo após o pôr do sol) e variáveis de data (por exemplo, dias após a estação chuvosa) porque consideramos que expressam fatores metodológicos. Focamos apenas nos fatores abióticos do ambiente, pois a maioria deles está presente em

todos os locais dos estudos disponíveis e podem influenciar na detecção de anuros em todo o mundo.

Para ser considerado relevante para análise, um estudo deveria avaliar o efeito de pelo menos um fator abiótico na detectabilidade da comunidade de anuros ou das espécies-alvo do artigo. Além disso, consideramos apenas os artigos que avaliaram a detectabilidade para o grupo dos anuros, excluindo outros organismos que eventualmente foram mencionados nos artigos, como salamandras, cecílias ou répteis. Nos casos em que salamandras e anuros foram avaliados no mesmo artigo, mas foram relatados separadamente nos resultados, consideramos apenas os dados para espécies de anuros. Após a obtenção do conjunto de artigos selecionados com base nesses parâmetros, extraímos uma série de tipos de informações dos estudos compilados (Tabela 2).

Para avaliar a importância relativa dos fatores, calculamos o número de estudos em que cada fator foi testado e avaliamos a porcentagem de estudos em que o fator efetivamente influenciou a detecção de anuros, em geral e entre as regiões tropicais e temperadas. Porém, vale ressaltar que, em estudos que avaliaram múltiplas espécies, os fatores podem influenciar de forma diferente em cada uma delas. Portanto, consideramos que o fator influenciou quando afetou a detectabilidade de pelo menos uma das espécies avaliadas, ou de forma geral na comunidade de anuros. Adicionalmente, realizamos um teste qui-quadrado para avaliar se havia diferença no efeito das variáveis testadas entre as regiões.

Para avaliar se havia padrões na direção do efeito dos fatores, listamos todas as espécies avaliadas nos artigos e registramos as respostas em relação à direção do efeito do fator (por exemplo, negativo ou positivo) na detectabilidade de cada um, quando essa informação estava disponível nos artigos.

Tabela 2 - Descrição dos tipos de informações extraídas de cada estudo incluído na revisão.

Tipo de informação	Descrição
Localização geográfica	País, Estado, local de estudo específico e coordenadas geográficas do local de estudo (quando disponível)
Ano	Ano de publicação do estudo
Método de modelagem	Método de modelagem usado para avaliar o efeito das variáveis na detectabilidade
Espécie	Espécies de anuros avaliadas nos estudos
Variáveis abióticas avaliadas	Variáveis que foram testadas para a detectabilidade de anuros
Tipo de variável	Descrição de como as variáveis foram medidas e incluídas nos modelos
Resultado das variáveis	Se as variáveis testadas influenciaram ou não a detectabilidade das espécies avaliadas
Direção do efeito das variáveis	Se o efeito da variável na detectabilidade das espécies foi negativo ou positivo

2.2 Resultados

2.2.1 Distribuição geográfica e temporal dos estudos

Obtivemos um total de 182 artigos em nossa busca com base em palavras-chave, incluindo artigos adicionais, no entanto, apenas 43 artigos destes (23,6%) atenderam aos critérios e foram incluídos nesta revisão.

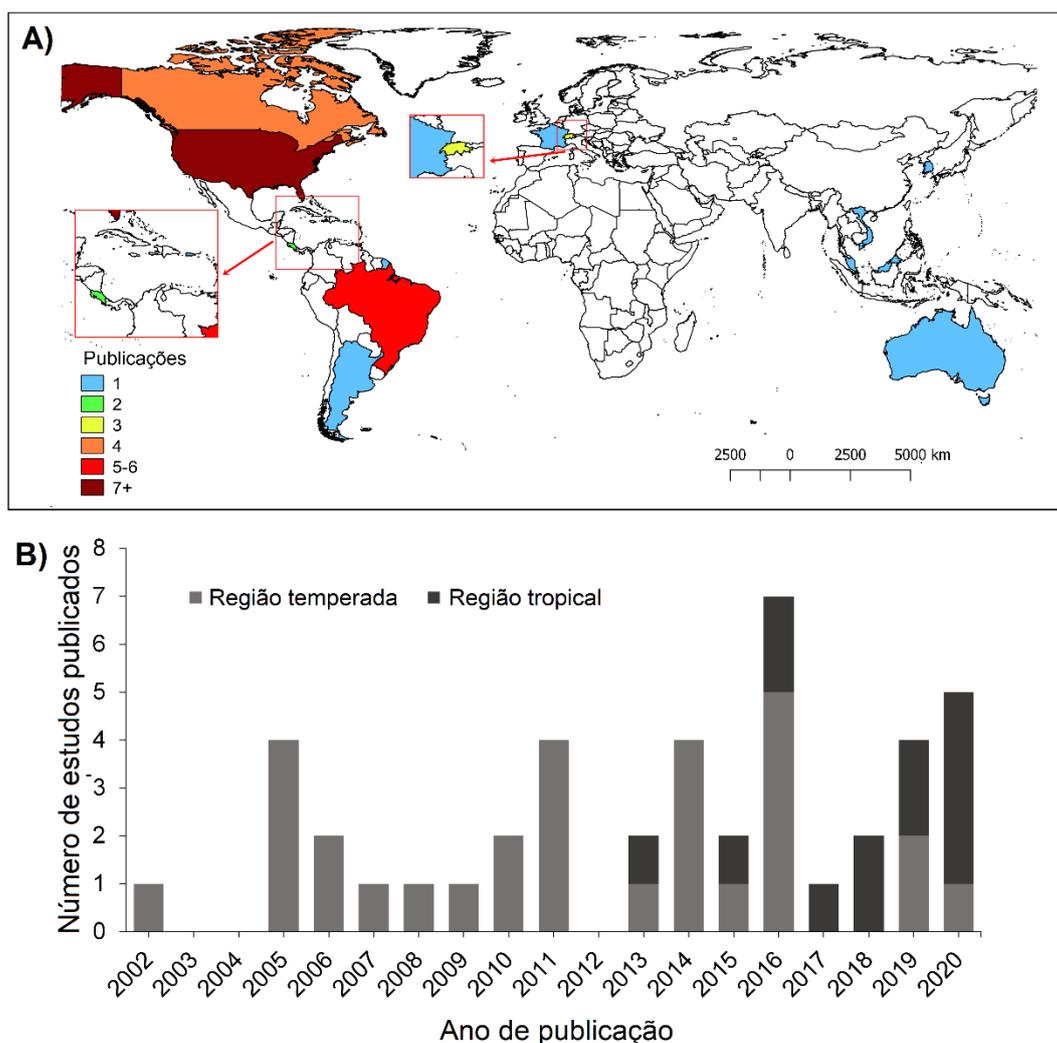
Os estudos compilados foram realizados em 14 países, a maioria deles nos Estados Unidos (N = 19; 44%), seguido pelo Brasil (N = 6; 14%), Canadá (N = 4; 9%), Suíça (N = 3, 7%) e Costa Rica (N = 2, 4%). Os países localizados na região temperada concentraram o maior número de artigos publicados (30 artigos; 69,8%) que utilizaram a modelagem de ocupação para testar o efeito de fatores abióticos na detecção de anuros (Figura 13A).

Proporcionalmente, o número de publicações que testaram o efeito de fatores abióticos na detecção de anuros aumentou ao longo do tempo (Figura 13B). O primeiro estudo abordando os fatores que influenciam a detectabilidade em anuros foi publicado em 2002, incluindo a proposta do modelagem e método probabilístico para estimar as taxas de ocupação da espécie em um local, permitindo incluir informações sobre

covariáveis e observações faltantes (Mackenzie et al., 2002). Nesse caso, esses autores ilustraram a aplicação do método na ocupação por duas espécies de anuros em 32 áreas úmidas em Maryland, EUA, e testaram o efeito da temperatura do ar na probabilidade de detecção das espécies.

Os primeiros estudos que avaliaram o efeito de fatores abióticos na detecção de anuros fora do país onde o método foi publicado pela primeira vez (EUA) foram publicados em 2005, na Suíça (Pellet & Schmidt 2005; Schmidt & Pellet 2005) e Canadá (Mazerolle et al., 2005). Na região tropical, o primeiro estudo sobre o tema foi publicado em 2013, no norte da Austrália (Dostine et al., 2013). Desde então, o número de artigos avaliando a detecção de anuros tem aumentado constantemente, mas com uma variação no número de estudos ao longo do tempo (Figura 13B).

Figura 13 - Número de artigos publicados sobre fatores abióticos que influenciam a detecção de anuros em diferentes países (A) e ao longo do tempo (B), entre 2002 e 2020.



Fonte: O autor, 2021.

2.2.2 Quais fatores abióticos influenciam a detectabilidade de anuros e como eles são medidos?

No total, encontramos nove fatores abióticos que foram testados e influenciaram de forma consistente a detecção de anuros (Tabela 3). A lista completa de fatores abióticos que influenciam a detecção de sapos e artigos que testaram os respectivos fatores é mostrada no Apêndice A (Tabela 9). É importante ressaltar que os fatores aqui reunidos referem-se àqueles que foram testados em dois ou mais estudos, para permitir uma avaliação comparativa entre eles. No entanto, outros fatores foram testados em um único artigo, como: temperatura do solo (Tanadini e Smith, 2011), armazenamento de água no solo (Friedman et al., 2016), sensação térmica (Smith et al., 2014), ponto de orvalho (Smith et al., 2014), turbidez (Sewell e Griffiths, 2010) e pH (Pereira-Ribeiro et al., 2020), sendo que apenas os dois últimos não influenciaram a detectabilidade das espécies avaliadas nos respectivos artigos.

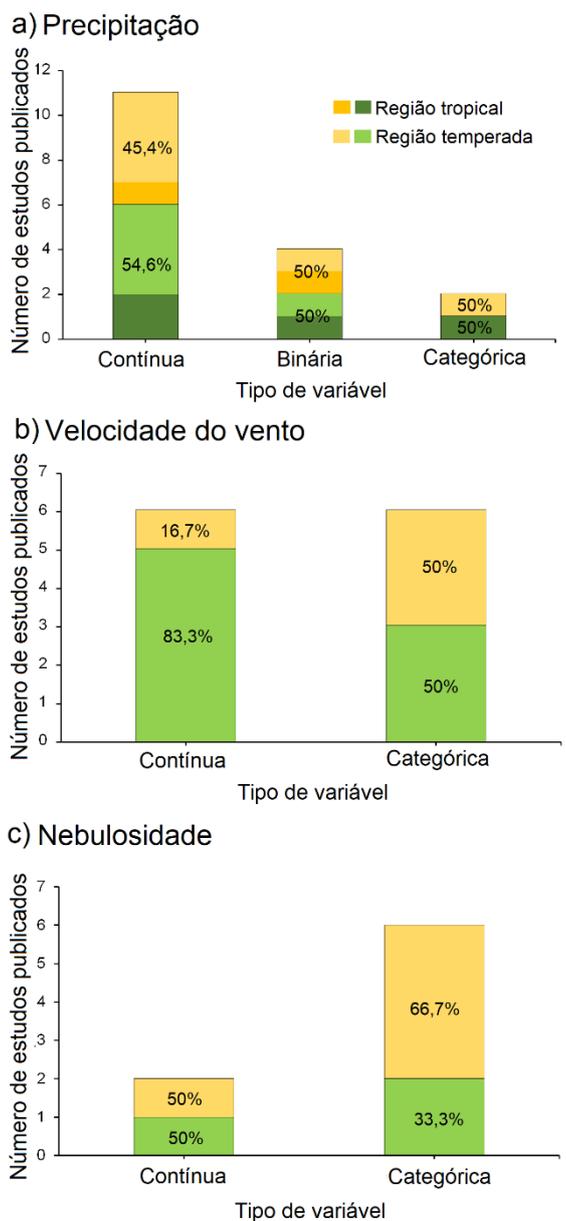
A temperatura do ar (36 artigos, 83,7%) e a precipitação (41,9%) foram os fatores mais frequentemente testados em termos de detecção de espécies de anuros, seguidos pela temperatura da água (32,5%), umidade relativa do ar e velocidade do vento (ambos 27,9%).

As variáveis utilizadas nos modelos para testar o efeito do fator abiótico sobre a probabilidade de detecção da espécie foram medidas de diversas formas, sendo a maioria delas contínuas (Tabela 3). Fatores como precipitação, velocidade do vento e nebulosidade foram os únicos com variáveis contínuas, categóricas e / ou binárias utilizadas nos modelos. O tipo de variável utilizada parece ter influenciado o resultado apenas nos estudos que testaram a velocidade do vento, pois a maioria dos estudos que utilizaram a variável contínua (83,3%) encontraram o efeito do fator na detecção de sapos e apenas metade dos estudos que utilizaram as variáveis categóricas tiveram efeito do fator na detectabilidade (Figura 14). No entanto, o número de artigos foi relativamente baixo (12 artigos, seis com variáveis contínuas e seis com variáveis categóricas) para confirmar se existe realmente relação entre os tipos de variáveis e os resultados obtidos.

Tabela 3 - Descrição das variáveis mensuradas utilizadas nos modelos para testar o efeito do fator abiótico na detectabilidade das espécies

Variável	Tipo	Descrição	Fonte
Temperatura do ar	Contínua	Temperatura (°C ou °F) mínima, média e/ou máxima da ocasião	e.g. Pellet & Schmidt 2005; Mazerolle et al. 2005; Sung et al. 2006; Gooch et al. 2006; Brander et al. 2007; Roloff et al. 2011; Lehtinen & Witter 2014; Harings & Boeing 2014; Barrett et al. 2016; Cassel et al. 2019; Swanson et al. 2019
Precipitação	Contínua/Catagórica /Binária	Contínua (em mm): Precipitação diária; Precipitação acumulada em 24, 48 ou 72 horas antes da amostragem, Precipitação acumulada durante o tempo da ocasião. Catagórica: nenhuma, leve, moderada, pesada, ou torrencial. Binária: Ocasião com ou sem chuva	Weir et al. 2005; Roloff et al. 2011; Murray et al. 2015; Friedman et al. 2016; Johnson et al. 2016; Ribeiro et al. 2018; Rivera & Folt 2018; Asad et al. 2020; Ngo et al. 2020.
Temperatura da água	Contínua	Temperatura (°C ou °F) mínima, média e/ou máxima da ocasião em cada site	e.g. Gooch et al. 2006; Curtis & Paton 2010; Sewell & Griffiths 2010; Cook et al. 2011; Dostine et al. 2013; Petitot et al. 2014; Moreira et al. 2015, 2016; Pereira-Ribeiro et al. 2020
Umidade relativa do ar	Contínua	Umidade relativa do ar (em %) no dia ou durante a ocasião	e.g. Sung et al. 2006; Lehtinen et al. 2016; Monroe et al. 2017; Pereira-Ribeiro et al. 2019; Green et al. 2020; Ngo et al. 2020; Pereira-Ribeiro et al. 2020
Velocidade do vento	Contínua/Catagórica	Contínua: Velocidade média ou máxima (km por hora). Catagórica: Escala Beaufort	e.g. Popescu & Gibbs 2008; Olson et al. 2011; Tanadini & Smith 2011; Smith et al 2014; Gustafon & Newman 2016; Strain et al. 2016
Nebulosidade	Contínua/Catagórica	Contínua: Porcentagem (%) de cobertura de nuvens por estimativa visual Catagórica: Código de classificação ordinal crescente (por exemplo, 0-céu claro, 1-poucas nuvens, 2-parcialmente nublado, 3-nublado, 4-garua, 5-chuva)	Weir et al. 2005; Olson et al. 2011; Strain et al. 2016
Fase/iluminação da lua	Contínua	Porcentagem (%) do disco lunar visível	Weir et al. 2005; Asad et al. 2020
Condutividade da água	Contínua	Condutividade da água (em uS/cm) em cada site, em cada ocasião	Klaver et al. 2013; Moreira et al. 2016
Profundidade da água	Contínua	Profundidade da água (em cm) em cada site, em cada amostragem	Curtis & Paton 2010; Moreira et al. 2016

Figura 14 - Relação entre os tipos de variáveis usadas nos estudos que testaram o efeito da precipitação, velocidade do vento e nebulosidade na detectabilidade de anuros.



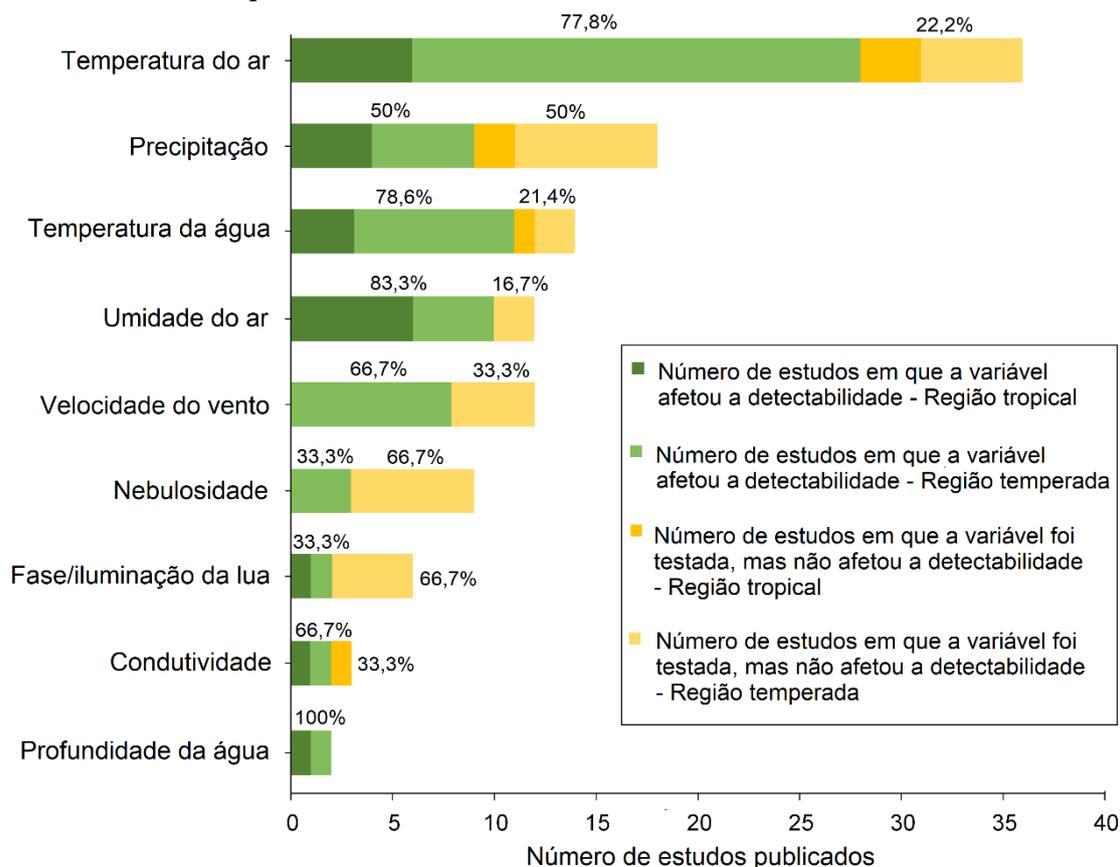
Fonte: O autor, 2021.

Legenda: As barras verdes representam o número de estudos que testaram as variáveis e encontraram o efeito do fator na detectabilidade das espécies avaliadas. As barras amarelas, por outro lado, representam o número de estudos que testaram as variáveis, mas não tiveram efeito do fator na detectabilidade das espécies. Os percentuais referem-se ao conjunto de estudos realizados nas duas regiões (temperada e tropical). Nota: Velocidade do vento e nebulosidade não foram testadas em nenhum estudo na região tropical e por isso, os gráficos B e C não possuem barras em cores escuras apresentadas no gráfico A.

2.2.3 Importância relativa das variáveis na detectabilidade de anuros

Em termos da importância relativa dos fatores abióticos observados, em geral, a profundidade da água (2 artigos; 100%) e a umidade relativa do ar (10 de 12 artigos; 83,3%) tiveram maior percentual de estudos em que essa variável foi testada e influenciou na detectabilidade da comunidade de anuros em geral, ou pelo menos, uma das espécies avaliadas (Figura 15). No entanto, acreditamos que a alta importância relativa da profundidade da água é resultado do baixo número de artigos que testaram essa variável. Assim, consideramos a umidade relativa do ar como o fator de maior importância na detectabilidade de anuros. Os fatores com a menor importância relativa na detectabilidade foram nebulosidade (3 de 9 artigos, 33,3%) e a fase / iluminação da lua (2 de 6 artigos, 33,3%).

Figura 15 - Fatores abióticos que influenciam a detectabilidade de anuros em relação ao número de estudos que testaram os fatores.



Fonte: O autor, 2021.

Legenda: Os percentuais referem-se ao conjunto de estudos realizados nas duas regiões (temperada e tropical).

Na região tropical, a umidade relativa do ar também foi o fator com maior importância na detecção de anuros (Tabela 4), tendo influenciado em todos os estudos que testaram esta variável (6 de 6 artigos, 100%), seguido por temperatura da água (4 de 5 artigos, 80%). Não consideramos a fase/iluminação da lua e a profundidade da água, pois cada fator foi testado em apenas um estudo naquela região.

Tabela 4 - Diferenças da importância relativa dos fatores abióticos na detectabilidade de anuros na região tropical e temperada, de acordo com o número de estudos que testaram os fatores.

Variável	Número de estudos em que testaram a variável na detectabilidade		Número de estudos em que a variável afetou a detectabilidade	
	Região Tropical	Região Temperada	Região Tropical	Região Temperada
Temperatura do ar	9	27	6 (66,7%)	22 (81,5%)
Precipitação	6	12	4 (66,7%)	5 (41,7%)
Temperatura da água	5	9	4 (80%)	7 (77,8%)
Umidade relativa do ar	6	6	6 (100%)	4 (66,7%)
Velocidade do vento	-	12	-	8 (66,7%)
Nebulosidade	-	9	-	3 (33,3%)
Fase/iluminação da lua	1	5	1 (100%)	1 (20%)
Condutividade da água	2	1	1 (50%)	1 (100%)
Profundidade da água	1	1	1 (100%)	1 (100%)

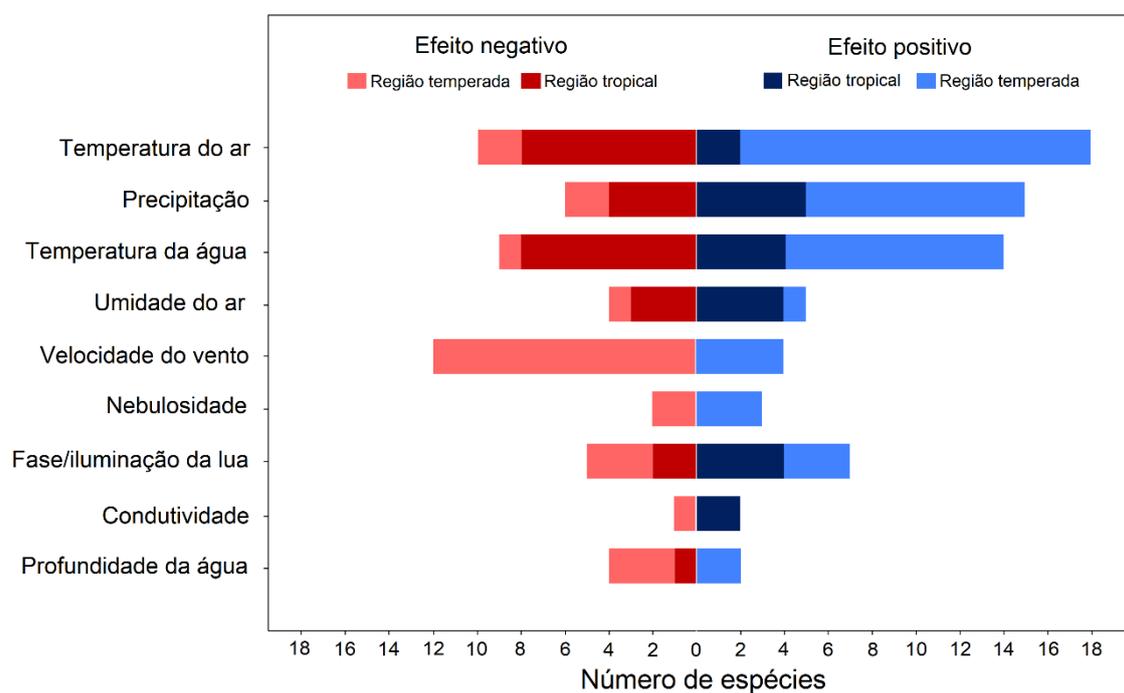
Na região temperada, os fatores com maior importância na detecção de espécies de anuros foram a temperatura do ar (22 de 27 artigos, 81,5%) e a temperatura da água (7 de 9 artigos, 77,8%). Não foram considerados os fatores de condutividade e profundidade da água, pois foram testados em apenas um estudo cada, naquela região. Realizamos o teste do qui-quadrado para os quatro principais fatores testados nas duas regiões: temperatura do ar, precipitação, temperatura da água e umidade. Embora tenha havido variação na magnitude do efeito entre as regiões tropical e temperada, a diferença não foi significativa ($p = >0,05$).

2.2.4 Direção do Efeito

A direção do efeito dos fatores abióticos variou entre as espécies de anuros avaliadas nos estudos. Em geral, todos os fatores analisados tiveram efeitos negativos e positivos na

probabilidade de detecção, dependendo da espécie (consulte a tabela 10 no Apêndice A para ver o efeito de cada variável, em cada espécie separadamente). A temperatura do ar, precipitação e temperatura da água tiveram um efeito predominantemente positivo na maioria das espécies (Figura 16). Em contraste, a velocidade do vento teve um efeito predominantemente negativo na detectabilidade para a maioria das espécies (Figura 16). Os outros fatores tiveram efeitos positivos e negativos de forma similar na detecção das espécies.

Figura 16. Direção do efeito dos fatores abióticos na detectabilidade das espécies de anuros avaliadas nos estudos.



Fonte: O autor, 2021.

2.3 Discussão

2.3.1 Distribuição geográfica e temporal dos estudos

Dos 43 estudos que revisamos, cerca de 65% foram conduzidos em países da América do Norte e Europa, evidenciando um viés geográfico padrão, demonstrado em diferentes estudos ecológicos (Lawler et al., 2006; Pyšek et al., 2008; Felton et al. 2009; Conrad et al., 2011). Descobrimos que nenhum estudo sobre o assunto foi realizado em países

africanos, apesar do continente ter mais de um quarto dos hotspots de biodiversidade do mundo (Myers et al., 2000), incluindo regiões com alta diversidade de anuros (Baard e Villiers, 2000; Channing, 2001). Além disso, também vale ressaltar que existem, comparativamente, poucos estudos realizados em países da região tropical, apesar desta região concentrar a maior diversidade de anfíbios do mundo (Frost, 2020), e ter alto índice de endemismo de espécies (Duellman, 1988). Este viés geográfico global em estudos científicos é bem relatado na literatura, com poucas áreas estudadas de forma satisfatória, que geralmente estão localizadas perto de grandes centros de pesquisa e cidades e, inversamente, em amplas áreas inexploradas, principalmente em países em desenvolvimento ou subdesenvolvidos (Moerman e Estabrook, 2006; Pyšek et al., 2008; Di Marco et al., 2017). A restrição do número de estudos em países em desenvolvimento provavelmente ocorre por motivos diversos, e, entre eles, a falta de recursos financeiros para subsidiar pesquisas e as dificuldades no processo de publicação de artigos em periódicos especializados por cientistas (ver Salager-Meyer, 2008). Esses fatores, em conjunto, contribuem para o viés geográfico, sendo necessária a implementação de políticas de financiamento e incentivo à pesquisa nessas regiões menos estudadas do globo. Além disso, com base no cenário alarmante de mudanças climáticas (ver Bellard et al., 2012), é importante aumentar o esforço de pesquisa para investigar geograficamente quais fatores ambientais influenciam a detecção de anuros, para planejar adequadamente programas de monitoramento de longo prazo considerando as diferenças na detecção de espécies em relação ao clima.

Nossa revisão mostrou um aumento substancial e recente de estudos que avaliam a relação de fatores abióticos com a probabilidade de detecção de anuros. Isso provavelmente foi impulsionado por vários estudos que destacam a importância de considerar detectabilidade imperfeita em pesquisas (por exemplo, Kéry e Schmidt, 2004; Mazerolle et al., 2007; Bochio e Anjos, 2012).

2.3.2 Quais fatores abióticos influenciam a detectabilidade de anuros e como eles são medidos?

Na maioria dos artigos que compilamos, entre os fatores identificados como relevantes para afetar a detecção de anuros, fatores climáticos como temperatura do ar e da água, precipitação, velocidade do vento e umidade foram os mais consistentes nos modelos para explicar a detectabilidade das espécies de anuros. A maioria das espécies de anuros é

especialmente dependente da água e / ou umidade do ambiente para viver, devido à alta permeabilidade da pele, que afeta certas características fisiológicas e morfológicas, como reprodução e respiração (Duellman e Trueb, 1986). Fatores climáticos influenciam a atividade reprodutiva da maioria dos anuros (por exemplo, Oseen e Wassersug, 2002; Schalk e Saenz, 2016) e, conseqüentemente, a abundância de muitas espécies. Assim, esperava-se que esses fatores influenciassem a detectabilidade, uma vez que a variação na abundância pode afetar parcialmente a probabilidade de detecção das espécies (Tanadini e Schmidt, 2011; McCarthy et al., 2013).

O mesmo fator abiótico pode ser medido de diferentes maneiras, dependendo do objetivo do estudo ou da disponibilidade de materiais. Dentre os fatores testados na detecção de anuros, a precipitação foi o que apresentou maiores diferenças nas variáveis utilizadas entre os modelos. A variável de precipitação contínua (ou seja, em milímetros) é a mais comumente usada em estudos e também pode ser medida e adicionada aos modelos de diferentes maneiras, como precipitação diária (por exemplo, Roloff et al., 2011; Murray et al., 2015; Ribeiro et al., 2018) ou precipitação acumulada ao longo de um período de tempo específico (Friedman et al., 2016; Johnson et al., 2016). No entanto, alguns estudos também usaram a precipitação como variáveis categóricas e binárias. Por exemplo, um estudo da comunidade de Sapos de vidro (Centrolenidae) em uma floresta Neotropical mostrou que a detectabilidade de quatro espécies foi afetada pela precipitação, usando uma variável categórica (nenhuma, leve, moderada, pesada ou torrencial; Rivera et al., 2018). Da mesma forma, Ngo et al. (2020) mostrou que a probabilidade de detectar o Sapo espinhoso (*Quasipaa verrucospinosa*) foi influenciada pela precipitação, usando uma variável binária (ou seja, 1 se estava chovendo e 0 se estava ensolarado ou nublado durante o dia). Porém, no momento, não sabemos em que medida o tipo de variável utilizada pode interferir nos resultados. Portanto, é necessária parcimônia na escolha das variáveis utilizadas nos modelos. Além disso, considerando que a maioria dos estudos que encontraram o efeito da precipitação utilizaram variáveis contínuas, acreditamos que o uso de variáveis categóricas ou binárias pode ser uma boa opção apenas quando não existem estações meteorológicas ou pluviômetros disponíveis nos locais de amostragem. Nesse caso, variáveis adicionais relacionadas à metodologia e a precipitação podem ser usadas, como o número de dias com chuva (Johnson et al., 2016), ou número de noites após a chuva (Harings e Boeing, 2014) e número de dias após a estação chuvosa (Dostine et al., 2013).

2.3.3 Importância relativa das variáveis na detectabilidade de anuros

Houve variação na importância relativa dos fatores em relação à detecção de anuros entre as regiões tropicais e temperadas, embora a diferença não tenha sido significativa. No entanto, a limitação dos estudos, principalmente na região tropical, pode ter influenciado no resultado do teste.

Em geral, as atividades reprodutivas das espécies são fortemente determinadas pela temperatura nas regiões temperadas e pelas chuvas nas regiões tropicais (Duellman e Trueb, 1986). De fato, na região temperada, a temperatura do ar e da água foram os fatores mais importantes para a detecção de anuros, enquanto a umidade do ar foi o fator de maior efeito na detecção de espécies nas regiões tropicais. No entanto, é importante notar que o número comparativamente menor de artigos conduzidos na região tropical sobre detectabilidade em anuros impede a avaliação consistente do efeito de fatores sobre a detectabilidade de anuros. Por exemplo, nenhum estudo realizado na região tropical mediu e testou variáveis como velocidade do vento ou nebulosidade na detectabilidade da espécie. Da mesma forma, apenas um artigo na região tropical testou o efeito da fase / iluminação da lua (Asad et al., 2020) e a profundidade da água (Moreira et al., 2016). Assim, a limitação do número de artigos disponíveis impediu analisar possíveis tendências desses fatores na detecção de anuros em regiões tropicais.

A temperatura do ar direciona as atividades migratórias e reprodutivas em diferentes espécies de anuros em zonas temperadas, uma vez que cessam essas atividades em resposta à queda dos valores de temperatura além dos limites específicos de cada espécie (Obert, 1975; Howard 1980; Gilbert et al., 1994). Como resultado, esperava-se que a temperatura do ar fosse um preditor da detecção de anuros nesta região. Por exemplo, em Michigan, os machos de *Lithobates sylvaticus* começam a atividade de vocalização se a temperatura do ar ultrapassar 8 a 10 graus (Howard, 1980). Nessa faixa de temperatura a detectabilidade dessa espécie permanece entre 30 e 40%, e aumenta exponencialmente com o aumento da temperatura do ar, chegando a 90% de probabilidade de detecção na faixa de 30 a 32 graus (Rollof et al., 2011).

A umidade relativa do ar é um fator conhecido por influenciar a estrutura das comunidades de anuros, especialmente em regiões tropicais (por exemplo, Boquimpani-Freitas et al., 2007, Silva et al., 2012, Oliveira et al., 2013). Os anuros requerem níveis elevados de umidade do ar, o que é um fator determinante para a presença de espécies com modos reprodutivos específicos, pois são bastante suscetíveis à dessecação devido

às suas características fisiológicas (ver Silva et al., 2012). A importância da umidade do ar na detecção de anuros foi demonstrada em vários estudos, tanto no nível da comunidade (Strain et al., 2016; Pereira-Ribeiro et al., 2019) ou no nível de espécie (por exemplo, Olson et al., 2011; Monroe et al., 2017; Asad et al., 2020; Green et al., 2020; Pereira-Ribeiro et al., 2020). A umidade do ar pode ser especialmente importante na detectabilidade de espécies de anuros que se reproduzem no solo da floresta e possuem desenvolvimento direto, como as espécies da família Eleutherodactylidae, pois dependem da chuva e/ou alta umidade do ar, uma vez que não dependem de habitats aquáticos (Duellman e Trueb, 1986; Donnelly e Crump, 1998; Haddad e Prado, 2005). Um estudo sobre a ocupação e abundância de anuros do gênero *Eleutherodactylus* em Porto Rico mostrou que a probabilidade de detecção de *E. wightmanae* aumentou com o aumento da umidade relativa (Monroe et al., 2017). Da mesma forma, no Havaí, onde duas espécies de *Eleutherodactylus* foram introduzidas, a umidade do ar influenciou positivamente a detectabilidade de *E. coqui* (Olson et al., 2011). Apesar disso, existem relativamente poucos estudos que avaliaram a detectabilidade de comunidades ou espécies que vivem na serapilheira das florestas (Olson et al., 2011; Monroe et al., 2017; Alvarez et al., 2019).

Outro fator que afetou de forma importante a detecção de anuros em diferentes regiões geográficas foi a temperatura da água. É bem conhecido que a temperatura da água afeta significativamente a sobrevivência de anuros, pois esse fator pode influenciar o desenvolvimento dos juvenis (Moore, 1939; Hochachka e Somero, 1984). Muitas espécies de anuros colocam seus ovos em ambientes aquáticos, como lagoas efêmeras e riachos, onde grandes flutuações de temperatura podem ocorrer ao longo do dia (Haddad e Prado, 2005). Assim, a probabilidade de detecção dessas espécies pode variar de acordo com a temperatura da água, principalmente na fase larval de desenvolvimento. Estudos no Brasil e nos Estados Unidos têm mostrado uma relação positiva entre a detecção de girinos em lagoas e a temperatura da água, bem como com outras características físico-químicas da água, como profundidade e condutividade elétrica (Curtis e Paton, 2010; Moreira et al., 2015, 2016). No entanto, a probabilidade de detectar anuros adultos também pode variar de acordo com esse fator. Por exemplo, nos Estados Unidos, a detectabilidade de sete espécies de anuros foi positivamente influenciada pela temperatura da água, indicando que os anuros eram mais propensos a se envolver em atividades de vocalização em noites mais quentes (Cook et al., 2011). Essas informações são importantes para que os pesquisadores possam planejar melhor o monitoramento de forma mais eficaz no longo prazo.

2.3.4 Direção do Efeito

As espécies de anuros diferem em suas histórias de vida, resultando em um conjunto diferente de respostas a variáveis abióticas, dependendo da espécie em questão e do ambiente em que vivem, o que significa que essas variáveis podem ter um efeito negativo ou positivo na detectabilidade das espécies de anuros. Estudos que analisaram a influência da precipitação, temperatura do ar e da água na detecção de anuros mostraram que cerca de 70% das espécies avaliadas responderam positivamente a esses fatores, indicando que a probabilidade de detecção dessas espécies aumentou em noites chuvosas e sob temperaturas mais quentes (ex. Cook et al., 2011; Barret et al., 2016; Rivera et al., 2018). Friedman et al. (2016) estudaram as variáveis climáticas associadas à detectabilidade de *Melanophryniscus aff. montevidensis* na Argentina, uma espécie rara e ameaçada, que tem reprodução explosiva (ou seja, quando após chuvas pesadas centenas a milhares de indivíduos de ambos os sexos de uma determinada espécie de anfíbios deixam o ambiente sincronizadamente no mesmo local e hora para fins reprodutivos, Wells, 1977). Como esperado para espécies com este tipo de reprodução, a detectabilidade foi fortemente influenciada pelas variáveis de precipitação de curto prazo (precipitação acumulada em 24 a 72 horas), além de estar positivamente relacionada ao armazenamento de água no solo e temperatura mínima diária, embora a detectabilidade da espécie tenha uma relação negativa com a temperatura máxima diária (Friedman et al., 2016).

Da mesma forma que a precipitação, diferentes estudos têm demonstrado o efeito positivo da temperatura do ar e da água na detecção de anuros. No entanto, é provável que um efeito positivo ou negativo neste caso possa diferir entre as áreas temperadas e tropicais do planeta. De fato, observamos que a predominância de um efeito positivo dessas variáveis na detecção de anuros pode estar relacionada ao maior número de estudos concentrados em regiões temperadas. Em estudos realizados na região tropical, onde o clima apresenta as temperaturas mais elevadas em relação à região temperada, a maioria das espécies de anuros teve um efeito negativo da temperatura na detectabilidade. Ou seja, a probabilidade de detecção da espécie diminuiu com o aumento da temperatura. Por exemplo, um estudo no norte da Austrália revelou que a temperatura da água influenciou negativamente a detectabilidade de sete espécies de anuros, com seis espécies mais prováveis de serem detectadas quando a temperatura da água estava abaixo de 30°C, diminuindo a detecção em temperatura mais altas (Dostine et al., 2013). Da mesma forma,

na Costa Rica, a temperatura do ar influenciou negativamente a detectabilidade de quatro espécies, com maior probabilidade de detecção da espécie na faixa de 20 a 22 graus (°C), diminuindo consideravelmente (cerca de 50%) a detecção com o aumento da temperatura. (Rivera e Folt, 2018). Portanto, é importante considerar as diferenças nas condições climáticas em cada região de estudo.

A velocidade do vento foi o único fator que influenciou negativamente a detectabilidade para a maioria das espécies de anuros avaliadas nos estudos. Isso ocorre porque os anuros geralmente diminuem a atividade em períodos com velocidades de vento mais altas para evitar o ressecamento (Henzi et al., 1995). Além disso, o vento afeta a atividade reprodutiva dos anuros, pois o som gerado pode afetar negativamente a atividade de vocalização das espécies devido à interferência do ruído (Dorcas e Foltz, 1991; Oseen e Wassersuge, 2002; Steelman e Dorcas, 2010).

Em termos da direção do efeito das variáveis na detectabilidade dos anuros, é importante notar que também existem relações que não são lineares e, portanto, as respostas não serão necessariamente apenas positivas ou negativas. Para alguns fatores e em algumas espécies, o efeito pode ser gradual ao longo de um gradiente entre negativo e positivo, dentro de uma faixa na qual o efeito pode ser expresso de forma mais nítida. Por exemplo, em Maryland, nos Estados Unidos, em uma faixa de temperatura de aproximadamente -6°C a 37°C, a probabilidade de detecção de *Rana sphenoccephala* atingiu o pico entre 10 e 21 graus, mas diminuiu a partir de 26 graus (Brander et al., 2007). Weir et al. (2005) também encontraram um efeito quadrático da temperatura na detectabilidade de cinco espécies de anuros, indicando que a maior proporção de detecção de espécies ocorreu em uma faixa de temperatura ideal. Assim, é importante considerar formulações lineares e quadráticas das variáveis nos modelos. Além disso, também é importante considerar que uma mesma espécie pode ter respostas diferentes aos mesmos fatores, em condições e/ou locais diferentes. A precipitação teve um efeito positivo na detectabilidade de *Lithobates catesbeianus* em sistemas aquáticos efêmeros nos Estados Unidos (Johnson et al. 2016), mas teve um efeito negativo em áreas úmidas canadenses onde a espécie foi introduzida (Murray et al., 2015). Da mesma forma, as probabilidades de detecção de *Lithobates clamitans* e *L. sylvaticus* foram afetadas positivamente pela velocidade do vento em áreas úmidas dos Apalaches Centrais (EUA, Strain et al., 2016), e negativamente em outros locais (Weir et al., 2005; Curtis e Paton, 2010). Portanto, não há um padrão definido sobre a direção das respostas das espécies de anuros em relação às

variáveis, pois pode variar de acordo com os locais de estudo e as necessidades específicas de cada espécie.

2.4 Conclusão

Esta revisão fornece uma visão geral do conhecimento existente sobre a detectabilidade de anuros com base nos artigos publicados até o momento, contribuindo para o entendimento de como fatores abióticos podem afetar a probabilidade de detecção desses anfíbios. Embora diferentes artigos tenham trazido um maior entendimento da relação dos fatores abióticos na detectabilidade de anuros, destacamos aqui as amplas lacunas geográficas nos estudos, principalmente em países em desenvolvimento ou sub-desenvolvidos. Por fim, mostramos que cerca de 70% dos estudos publicados foram realizados em países localizados na região temperada, evidenciando uma sub-amostragem da região tropical, apesar de ser uma região que é muito mais rica em espécies desse grupo. Esse viés ainda limita o conhecimento de forma mais ampla, ao restringir a visualização de tendências potenciais ou padrões existentes de forma mais clara. Assim, é essencial que esforços contínuos de pesquisa sejam feitos nessas regiões para melhor identificar padrões e prever melhor as relações entre esses fatores e a detecção de anuros. Nossos resultados mostram que as condições climáticas geralmente são as que mais afetam a detecção de anuros, mas as respostas podem ser diferentes dependendo da espécie ou região. Mostramos que a temperatura do ar é o fator mais importante na probabilidade de detecção de anuros na região temperada, enquanto a umidade do ar é o fator mais importante na região tropical. Porém, mais estudos são necessários na região tropical para identificar padrões na magnitude do efeito de fatores na detectabilidade de anuros.

Ressaltamos aqui que existem diferentes formas de mensurar os fatores abióticos, permitindo aos pesquisadores escolher as variáveis que utilizarão de acordo com as condições de cada ambiente local. Adicionalmente, ressaltamos que diferentes espécies de anuros podem responder de forma diferente aos mesmos fatores e recomendamos que novos estudos considerem a função linear e quadrática das variáveis, quando aplicável.

O desenvolvimento de novos estudos pode ajudar a compreender melhor a frequência com que esses fatores afetam a detectabilidade de anuros em diferentes regiões e como se relacionam. Além disso, o aprimoramento do conhecimento sobre os fatores que afetam a detecção de anuros é de fundamental importância, pois saber quais

condições são mais favoráveis para a detecção de espécies permite um planejamento de monitoramento mais longo e mais econômico.

REFERÊNCIAS

- ALVAREZ, V. M. D.; FERNANDEZ, C.; COVE, M. V. Assessing the role of habitat and species interactions in the population decline and detection bias of Neotropical leaf litter frogs in and around La Selva Biological Station, Costa Rica. *Neotropical Biology and Conservation*, v. 14, n. 2, p. 143–156, 2019.
- ARCHAUX, F.; HENRY, P. Y.; GIMENEZ, O. When can we ignore the problem of imperfect detection in comparative studies? *Methods in Ecology and Evolution*, v. 3, n. 1, p. 188-194, 2012.
- ASAD, S.; ABRAMS, J. F.; GUHARAJAN, R.; SIKUI, J.; WILTING, A.; RÖDEL, M. O. Stream Amphibian Detectability and Habitat Associations in a Reduced Impact Logging Concession in Malaysian Borneo. *Journal of Herpetology*, v. 54, n. 4, p. 385-392, 2020.
- BAARD, E. H.; DE VILLIERS, A. L. State of Biodiversity: Western Cape Province, South Africa. Amphibians and Reptiles. In: Western Cape State of Biodiversity, p. 1-31. Stellenbosch, Western Cape Conservation Board. 2000.
- BARATA, I. M.; GRIFFITHS, R. A.; RIDOUT, M. S. The power of monitoring: optimizing survey designs to detect occupancy changes in a rare amphibian population. *Scientific reports*, v. 7, n. 1, p. 1-9, 2017.
- BARRETT, K.; GUYER, C.; SAMORAY, S. T.; KANNO, Y. Stream and Riparian Habitat Use by Anurans along a Forested Gradient in Western Georgia, USA. *Copeia*, v. 104, n. 2, p. 570–576, 2016.
- BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecol. Lett.*, v. 15, p. 365– 377, 2012.
- BOCHIO, G. M.; ANJOS, L. The importance of considering bird detectability for assessing biological integrity. *Natureza & Conservação*, v. 10, n. 1, p. 72-76, 2012.
- BOQUIMPANI-FREITAS, L.; MARRA, R. V.; VAN SLUYS, M.; ROCHA, C. F. D. Temporal niche of acoustic activity in anurans: interspecific and seasonal variation in a neotropical assemblage from south-eastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*, v. 28, p. 269–276, 2007.
- BRANDER, S. M.; ROYLE, J. A.; EAMES, M. Evaluation of the Status of Anurans on a Refuge in Suburban Maryland. *Journal of Herpetology*, v. 41, p. 1, p. 52–60, 2007.
- BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman and Hall, London, UK. 1993.
- BUCKLAND, S. T.; GOODIE, I. J. J., BORCHERS D. L. Wildlife population assessment: past developments and future directions. *Biometrics*, v. 56, p. 1–12, 2000.

- CASSEL, K. W.; VANEK, J. P.; GLOWACKI, G. A.; PREUSS, T. S.; NIELSEN, C. K. Multiscale Habitat Factors Influence the Occupancy and Turnover of the Suburban Herpetofauna of Chicago, Illinois, USA. *Herpetological Conservation and Biology*, v. 14, n. 2, p. 438-454, 2019.
- CHANNING, A. *Amphibians of Central and Southern Africa*. Protea Bookhouse, Pretoria, 470 pp., 2001.
- CONRAD, E.; CHRISTIE, M.; FAZEY, I. Is research keeping up with changes in landscape policy? A review of the literature. *Journal of Environmental Management*, v. 92, p. 2097- 2108, 2011.
- COOK, R. P.; TUPPER, T. A.; PATON, P. W.; TIMM, B. C. Effects of temperature and temporal factors on anuran detection probabilities at Cape Cod National Seashore, Massachusetts, USA: implications for long-term monitoring. *Herpetological Conservation and Biology*, v. 6, n. 2, p. 25-39, 2011.
- CURTIS, A. E., & PATON, P. W. C. Assessing Detection Probabilities of Larval Amphibians and Macroinvertebrates in Isolated Ponds. *Wetlands*, v. 30, n. 5, p. 901-914, 2010.
- DI MARCO, M.; CHAPMAN, S.; ALTHO, R. G.; KEARNEY, S.; BESANCON, C.; BUTT, N.; MAINAD, J.M.; POSSINGHAMAE, H.P.; VON BIEBERSTEINF, K. R.; VENTERG, O.; WATSON, J. E. CHANGING trends and persisting biases in three decades of conservation science. *Global Ecology and Conservation*, v.10, p. 32-42, 2017.
- DONNELLY, M. A.; CRUMP, M. L. Potential effects of climate change on two neotropical amphibian assemblages. *Climatic change*, v. 39, n. 2, p. 541-561, 1998.
- DORAZIO, R. M.; ROYLE, J. A. Estimating size and composition of biological communities by modeling the occurrence of species. *Journal of the American Statistical Association*, v. 100, p. 389-398, 2005.
- DORCAS, M. E., FOLTZ, K. D. Environmental effects on anuran advertisement calling. *American Zoologist*, 31:111A. (1991).
- DOSTINE, P. L.; REYNOLDS, S. J.; GRIFFITHS, A. D.; GILLESPIE, G. R. Factors influencing detection probabilities of frogs in the monsoonal tropics of northern Australia: implications for the design of monitoring studies. *Wildlife Research*, v. 40, n. 5, p. 393-402, 2013.
- DUELLEMAN, W. E. Patterns of species diversity in anuran amphibians in the American tropics. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, v. 75, p. 79-104, 1988.
- DUELLEMAN, W.E.; TRUEB, L. *Biology of amphibians*. McGraw-Hill, New York. 1986.
- FARMER, A., SMITH, L., CASTLEBERRY, S., GIBBONS, J. W. A comparison of techniques for sampling amphibians in isolated wetlands in Georgia, USA. *Applied Herpetology*, v. 6, n. 4, p. 327-341, 2009.

- FELTON, A.; FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B.; MONTAGUE-DRAKE, R.; LOWE, A. R.; SAUNDERS, D., ... WORTHY, M. Climate change, conservation and management: an assessment of the peer-reviewed scientific journal literature. *Biodiversity and Conservation* v. 18, p. 2243-2253, 2009.
- FRIEDMAN, M.; CEPEDA, R. E.; CORTELEZZI, A.; SIMOY, M. V.; MARINELLI, C. B.; KACOLIRIS, F. P.; DOPAZO, J.; BERKUNSKY, I. Searching for an elusive anuran: A detection model based on weather forecasting for the tandilean red-belly toad. *Herpetological Conservation and Biology*, v. 11, p. 476-485, 2016.
- FROST, D.R. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0. American Museum of Natural History, New York, New York, USA. <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/index.php>. 2020.
- GILBERT, M.; LECLAIR, R. JR; FORTIN, R. Reproduction of the northern leopard frog (*Rana pipiens*) in floodplain habitat in the Richelieu river, P. Quebec, Canada. *Journal of Herpetology*, v. 28, p. 465–470, 1994.
- GOOCH, M. M.; HEUPEL, A. M.; PRICE, S. J.; DORCAS, M. E. The effects of survey protocol on detection probabilities and site occupancy estimates of summer breeding anurans. *Applied Herpetology*, v. 3, p. 129–142, 2006.
- GREEN, J.; GOVINDARAJULU, P.; HIGGS, E. Multiscale determinants of Pacific chorus frog occurrence in a developed landscape. *Urban Ecosystems*, p. 1-14, 2020.
- GUSTAFSON, K. D.; NEWMAN, R. A. Multiscale Occupancy Patterns of Anurans in Prairie Wetlands. *Herpetologica*, v. 72, n. 4, p. 293–302, 2016).
- HADDAD, C. F.; PRADO, C. P. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience*, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.
- HARINGS, N. M.; BOEING, W. J. Desert anuran occurrence and detection in artificial breeding habitats. *Herpetologica*, v. 70, n. 2, p. 123-134, 2014.
- HENZI, S. P.; DYSON, M. L.; PIPER, S. E.; PASSMORE, N. E.; BISHOP P. Chorus attendance by male and female painted reed frogs (*Hyperolius marmoratus*): environmental factors and selection pressures. *Functional Ecology*, v. 9, p. 485-491, 1995.
- HOCHACHKA, P. W.; SOMERO, G. N. *Biochemical Adaptation*. Princeton University Press, Princeton, NJ. 1984.
- HOWARD, R. D. Mating behavior and mating success in wood frogs, *Rana sylvatica*. *Animal Behavior*, v. 28, n. 705–716, 1980.
- JOHNSON, B. A.; BARRETT, K.; HOMYACK, J. A.; BALDWIN, R. F. Anuran occupancy and breeding site use of aquatic systems in a managed pine landscape. *Forest Ecology and Management*, v. 368, p. 45–54, 2016.
- KÉRY, M.; SCHMID, H. Monitoring programs need to take into account imperfect species detectability. *Basic and applied ecology*, v. 5, n. 1, 65-73, 004.

KÉRY, M.; SCHMID, T B.R. Imperfect detection and its consequences for monitoring for conservation. *Community Ecology*, v. 9, p. 207–216, 2008.

KLAVER, R. W., PETERSON, C. R., PATLA, D. A. Influence of Water Conductivity on Amphibian Occupancy in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Western North American Naturalist*, v. 73, n. 2, p. 184-197, 2013.

KROLL, A. J.; RISENHOOVER, K.; MCBRIDE, T.; BEACH, E.; KERNOHAN, B. J.; LIGHT, J.; BACH, J. Factors influencing stream occupancy and detection probability parameters of stream-associated amphibians in commercial forests of Oregon and Washington, USA. *Forest Ecology and Management*, v. 255, n. 11, p. 3726–3735, 2008.

LAWLER, J. J., AUKEMA, J. E., GRANT, J. B., HALPERN, B. S., KAREIVA, P., NELSON, C. R., ... & ZARADIC, P. Conservation science: a 20-year report card. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 4, p. 473- 480, 2006.

LEHTINEN R. M., CALKINS T. L., NOVICK A. M., & MCQUIGG J. L. Reassessing the Conservation Status of an Island Endemic Frog. *Journal of Herpetology*, 50: 249–255. (2016).

LEHTINEN, R. M.; WITTER, J. R. Detecting frogs and detecting declines: an examination of occupancy and turnover patterns at the range edge of Blanchard's cricket frog (*Acris blanchardi*). *Herpetological Conservation and Biology*, v. 9, n. 3, p. 502-515 2014.

MCCARTHY, M. A.; MOORE, J. L.; MORRIS, W. K.; PARRIS, K. M.; GARRARD, G. E.; VESK, P. A., ... YUE, B. The influence of abundance on detectability. *Oikos*, v. 122, p. 717-726, 2013.

MACKENZIE D.I. What are the issues with presence/absence data for wildlife managers? *Journal of Wildlife Management*, v. 69, p. 849–860, 2005.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B.; DROEGE, S.; ROYLE, J. A.; LANGTIMM, C. A. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, v. 83, p. 2248–2255, 2002.

MAZEROLLE, M. J.; BAILEY, L. L.; KENDAL, W. L.; ROYLE, J. A.; CONVERSE, S. J.; NICHOLS, J. D. Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology*, v. 41, n. 4, p. 672-689, 2007.

MAZEROLLE, M. J.; DESROCHERS, A.; ROCHEFORT, L. Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability. *Ecological Applications*, v. 15, p. 824-834, 2005.

MOERMAN, D. E.; ESTABROOK, G.F. The botanist effect: counties with maximal species richness tend to be home to universities and botanists. *Journal of Biogeography*, v. 33, p. 1969–1974, 2006.

MONROE, K. D.; COLLAZO, J. A.; PACIFICI, K.; REICH, B. J.; PUENTE-ROLÓN, A. R.; TERANDO, A. J. Occupancy and Abundance of *Eleutherodactylus* Frogs in Coffee Plantations in Puerto Rico. *Herpetologica*, v. 73, n. 4, p. 297–306, 2017.

- MOORE, J.A. Temperature tolerance and rates of development in the eggs of Amphibia. *Ecology*, v. 20, p. 459-478, 1939.
- MOREIRA, L. F. B.; STRÜSSMANN, C.; SILVEIRA, R. M. L.; SOLINO-CARVALHO, L. A. Effects of exotic pastures on tadpole assemblages in Pantanal floodplains: assessing changes in species composition. *Amphibia-Reptilia*, v. 37, n. 2, p. 179–190, 2016.
- MOREIRA, L. F. B.; MOURA, R. G.; MALTCHIK, L. Stop and ask for directions: factors affecting anuran detection and occupancy in Pampa farmland ponds. *Ecological Research*, v. 31, n. 1, p. 65–74, 2015.
- MURRAY, R. G.; POPESCU, V. D.; PALEN, W. J.; GOVINDARAJULU, P. Relative performance of ecological niche and occupancy models for predicting invasions by patchily-distributed species. *Biological Invasions*, v. 17, n. 9, p. 2691-2706, 2015.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853– 858, 2000.
- NGO, B. V.; LEE, Y. F.; NGO, C. D. Detection probability and site occupancy of the Granular Spiny Frog (*Quasipaa verrucospinosa*) in the tropical rain forests of Bach Ma National Park, Central Vietnam. *Russian Journal of Herpetology*, v. 27, n. 1, p. 26 – 32, 2020.
- OBERT, H. J. The dependence of calling activity in *Rana esculenta* Linné 1758 and *Rana ridibunda* Pallas 1771 upon exogenous factors (Ranidae, Anura). *Oecologia*, v. 18, p. 317–328, 1975.
- OLIVEIRA, J. C.; PRALON, E.; COCO, L.; PAGOTTO, R. V.; ROCHA, C. F. D. Environmental humidity and leaf-litter depth affecting ecological parameters of a leaf-litter frog community in an Atlantic Rainforest area. *Journal of Natural History*, v. 47, p. 2115-2124, 2013.
- OLSON, C. A.; BEARD, K. H.; KOONS, D. N.; PITT W. C. Detection probabilities of two introduced frogs in Hawaii: implications for assessing non-native species distributions. *Biological Invasions*, v. 14, n. 4, p. 889–900, 2011.
- OSEEN, K. L.; WASSERSUG, R. J. Environmental factors influencing calling in sympatric anurans. *Oecologia*, v. 133, n. 4, p. 616-625, 2002.
- OSPINA, O. E.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; CORRADA-BRAVO, C. J.; AIDE, T. M. Variable response of anuran calling activity to daily precipitation and temperature: implications for climate change. *Ecosphere*, v. 4, n. 4, p. 1-12, 2013.
- OTIS, D. L.; BURNHAM, K. P.; WHITE, G. C.; ANDERSON D.R. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs*, v. 62, p. 1-135, 1978.
- PELLET, J.; SCHMIDT, B. R. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation*, v. 123, n. 1, p. 27–35, 2005.

PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A. C.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Use of polyvinyl chloride pipes (PVC) as potential artificial shelters for amphibians in a coastal plain forest of southeastern Brazil. *Journal of coastal conservation*, v. 21, n. 3, p. 327-331, 2017.

PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A. C.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Good timing: evaluating anuran activity and detectability patterns in the Brazilian Atlantic Forest. *Wildlife Research*, v. 46, n. 7, p. 566-572, 2019.

PEREIRA-RIBEIRO, J.; LINAUSE, T. M.; FERREGUETTI, A. C.; COZER, J. S.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Ecological aspects of the endemic tree frog *Oloolygon kautskyi* (Anura: Hylidae) in an Atlantic Forest area of Southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, v. 54, p. 1499-1511, 2020.

PETITOT, M.; MANCEAU, N., GENIEZ, P., & BESNARD, A. Optimizing occupancy surveys by maximizing detection probability: application to amphibian monitoring in the Mediterranean region. *Ecology and Evolution*, 4(18), 3538–3549. (2014).

POPESCU, V. D.; GIBBS, J. P. Interactions between climate, beaver activity, and pond occupancy by the cold-adapted mink frog in New York State, USA. *Biological Conservation*, v. 142, n. 10, p. 2059-2068, 2009.

PYŠEK P.; RICHARDSON D.M.; PERGL J.; JAROŠÍK V.; SIXTOVÁ Z.; WEBER E. Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in Ecology & Evolution* v. 23, p. 237-244, 2008.

RIBEIRO JR, J. W.; SIQUEIRA, T.; BREJÃO, G. L.; ZIPKIN, E. F. Effects of agriculture and topography on tropical amphibian species and communities. *Ecological Applications*, v. 28, n. 6, 1554-1564. 2018.

RIVERA, N.; FOLT, B. Community assembly of glass frogs (Centrolenidae) in a Neotropical wet forest: a test of the river zonation hypothesis. *Journal of Tropical Ecology*, v. 34, n. 2, 108-12, 2018.

ROLOFF, G. J.; GRAZIA, T. E.; MILLENBAH, K. F.; KROLL, A. J. Factors Associated with Amphibian Detection and Occupancy in Southern Michigan Forests. *Journal of Herpetology*, v. 45, n. 1, p. 15–22, 2011.

SALAGER-MEYER, F. Scientific publishing in developing countries: Challenges for the future. *Journal of English for Academic Purposes*, v. 7, p. 121-132, 2008.

SCHALK, C. M.; SAENZ, D. Environmental drivers of anuran calling phenology in a seasonal Neotropical ecosystem. *Austral Ecology*, v. 41, n. 1, p. 16-27, 2016.

SCHMIDT, B. R.; PELLET, J. Relative importance of population processes and habitat characteristics in determining site occupancy of two anurans. *The Journal of wildlife management*, v. 69, n. 3, p. 884-893, 2005.

SEWELL, D.; BEEBEE, T. J; GRIFFITHS, R. A. Optimising biodiversity assessments by volunteers: the application of occupancy modelling to large-scale amphibian surveys. *Biological Conservation*, v. 143, n. 9, p. 2102-2110, 2010.

SILVA, F. R.; ALMEIDA-NETO, M.; PRADO, V. H. M.; HADDAD, C. F. B.; ROSSA-FERES, D. C. Humidity levels drive reproductive modes and phylogenetic diversity of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Biogeography*, v. 39, n. 9, p. 1720-1732, 2012.

SILVEIRA, S. S.; GUIMARÃES, M. The enemy within: consequences of the invasive bullfrog on native anuran populations. *Biological Invasions*, v. 23, p. 373–378, 2020.

SMITH, D.H.V.; JONES, B.; RANDALL, L.; PRESCOTT, D. R. Difference in detection and occupancy between two anurans: the importance of species-specific monitoring. *Herpetological Conservation and Biology*, v. 9, n. 2, p. 267-277, 2014.

STEELMAN, C. K.; DORCAS, M. E. Anuran Calling Survey Optimization: Developing and Testing Predictive Models of Anuran Calling Activity. *Journal of Herpetology*, v. 44, n. 1, p. 61-68, 2010.

STRAIN, G. F.; TURK, P. J.; TRI, A. N.; ANDERSON, J. T. Anuran occupancy of created wetlands in the Central Appalachians. *Wetlands Ecology and Management*, v. 25, n. 3, p. 369-384, 2016.

SUNG, H. C.; KIM, S. K.; CHEONG, S. W.; PARK, S. R.; ROH, D. C.; BAEK, K. W.; ...PARK, D. Estimating detection probabilities and site occupancy rates of three anuran species using call surveys in Haenam Gun, Korea. *Journal of Ecology and Field Biology*, v. 29, p. 331-335, 2006.

SWANSON, J. E.; PIERCE, C. L.; DINSMORE, S. J.; SMALLING, K. L.; VANDEVER, M. W.; STEWART, T. W.; ;MUTHS E. Factors Influencing Anuran Wetland Occupancy in an Agricultural Landscape. *Herpetologica*, v. 75, n. 1, p. 47-56, 2019.

TANADINI, L. G.; SCHMIDT, B. R. Population Size Influences Amphibian Detection Probability: Implications for Biodiversity Monitoring Programs. *Plos One*, v. 6, n. 12, p. 1-7, 2011.

THOMPSON, W. L. Towards reliable bird surveys: Accounting for individuals present but not detected. *Auk*, 119: 18–25. (2002).

WEIR, L. A.; ROYLE, J. A.; NANJAPPA, P.; JUNG R. E. Modeling anuran detection and site occupancy on North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) routes in Maryland. *Journal of Herpetology*, v. 39, n. 4, p. 627-639, 2005.

WELLS, K. D. The social behavior of anuran amphibians. *Animal Behavior*, v. 25, p. 666-693, 1977.

WILLIAMS, B. K.; NICHOLS, J. D.; CONRO, M. J. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, San Diego, California, USA, 2002.

3 AVALIANDO OS PADRÕES DE ATIVIDADE E DETECTABILIDADE DE ANUROS EM DIFERENTES PERÍODOS DO DIA EM UM REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA (RESERVA NATURAL VALE), SUDESTE DO BRASIL

Pereira-Ribeiro, J., Ferregueti, A. C., Bergallo, H. G., & Rocha, C. F. D. (2019). Good timing: evaluating anuran activity and detectability patterns in the Brazilian Atlantic Forest. *Wildlife Research*, 46(7), 566-572.

Os padrões de atividade dos animais ao longo do dia constituem uma dimensão importante do seu nicho ecológico (Pianka, 1969; Albrecht e Gotelli, 2001; Kronfeld-Schor e Dayan, 2003) e resultam de uma combinação de fatores bióticos (por exemplo, a disponibilidade de recursos, a predação, a competição) e abióticos (por exemplo, a temperatura, o fotoperíodo, a umidade) (Pianka, 1969; Schoener, 1974). Os diferentes padrões de atividade podem ter implicações ecológicas e evolutivas porque, para um organismo estar ativo durante o período diurno ou noturno, uma série de condições que requerem diferentes adaptações anatômicas, fisiológicas e comportamentais devem ser atendidas (Daan, 1981; Kronfeld-Schor e Dayan, 2003).

A atividade noturna é comum para a maioria dos anuros (Duellman e Trueb, 1986), embora algumas espécies tenham atividade essencialmente ou ocasionalmente diurna (Hatano, et al. 2002; Jordão-Nogueira et al., 2006; Machado et al., 2016). No Brasil, vários estudos têm mostrado uma tendência noturna em diferentes áreas da Mata Atlântica (Rocha et al., 2000, 2015) e da Floresta Amazônica (Menin et al., 2008), mas esta inferência da atividade dos anuros pode ser influenciada pelos métodos de amostragem. Nem todos os anuros detectados estão necessariamente ativos (ou seja, indivíduos que não estão em repouso), especialmente em métodos de amostragem de anfíbios do folheto.

Os estudos sobre a atividade dos anuros dependem da detecção de espécies, mas as espécies são detectáveis de forma imperfeita (ou seja, < 1) e podem não ser registradas durante a amostragem, apesar de sua ocorrência no local (MacKenzie et al., 2006). No entanto, com base na abordagem proposta por MacKenzie et al. (2006), é possível estimar a probabilidade de detecção das espécies, permitindo a inclusão de variáveis para avaliar se a detecção é facilitada por características espaciais ou temporais. Embora existam diferentes estudos comparando os padrões de atividade diurna e noturna dos anuros

(Rocha et al., 2000, 2007; Almeida-Gomes et al., 2010; Rocha et al., 2015), nenhum considerou a probabilidade de detecção em diferentes períodos.

Nesse contexto, avaliamos a atividade das espécies de anuros na Reserva Natural Vale (RNV), analisando a detectabilidade em cada período de amostragem e relacionando com as variáveis ambientais (a temperatura, a umidade e a precipitação) que são conhecidas por influenciar os parâmetros da comunidade de anuros (Duellman e Trueb, 1986). Especificamente, pretendemos responder às seguintes questões. (1) Qual é o período de atividade de cada espécie de anuro na RNV? (2) Quais são as proporções de atividades diurnas e noturnas da comunidade de anuros em geral? (3) Qual é a probabilidade de detecção de anuros durante os períodos diurno e noturno? (4) Quais variáveis influenciam de forma mais importante a detectabilidade dos anuros em cada período?

3.1 Material e métodos

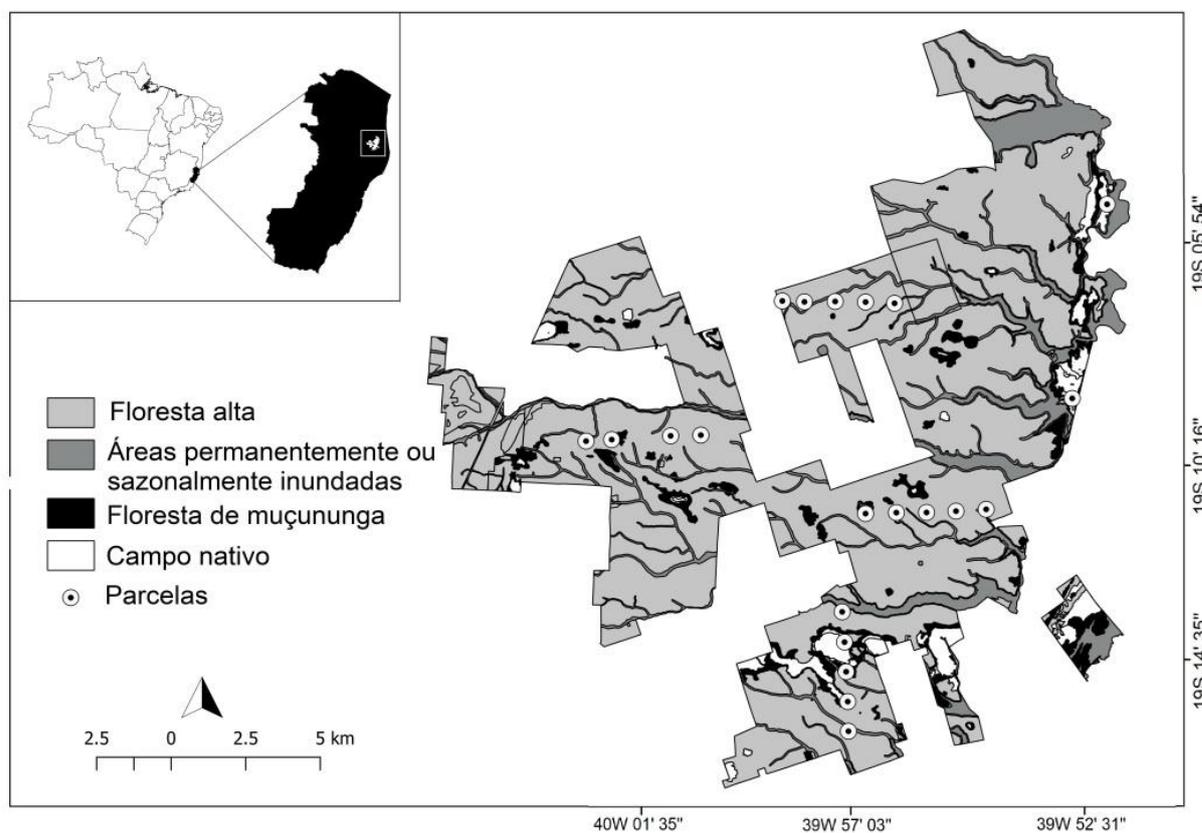
3.1.1 Coleta de dados

A amostragem em campo foi realizada de junho de 2015 a outubro de 2016, abrangendo os meses da estação seca (abril a setembro) e a estação chuvosa (outubro-março) na área. Realizamos as amostragens no período diurno (11h00 - 17h30) e durante o período noturno (18h00 - 23h00), para aumentar a possibilidade de encontro de uma maior variedade de espécies de anuros com diferentes padrões de atividade. Registramos os anuros ao longo de 21 parcelas de 250 m de comprimento distribuídas proporcionalmente em cada um dos seguintes tipos de vegetação: Floresta alta, Floresta de muçununga e Campo nativo (Figura 17). As parcelas foram estabelecidas na área pela rede do PPBio Mata Atlântica, seguindo o protocolo RAPELD de Magnusson et al. (2005). Este método consiste em parcelas permanentes e padronizadas de 250 m de comprimento, seguindo os contornos do nível do terreno, tendo pelo menos 1 km de distância entre si.

Amostramos os anuros por meio de transectos ao longo das parcelas usando utilizando o método de busca ativa (Crump e Scott, 1994), simultaneamente por dois observadores. Antes de iniciar a busca em cada parcela, medimos a temperatura do ar (°C) e a umidade relativa (%) por meio de um termohigrômetro. Durante cada transecto, inspecionamos cuidadosamente a parcela, procurando anuros na serapilheira, nas árvores,

nos galhos, nos arbustos, nos troncos caídos e em outros microhabitats, quando presentes. Todos os indivíduos localizados a uma distância de 5 m de cada lado da linha central da parcela (totalizando 10 m de uma faixa efetivamente amostrada) foram registrados. Após a detecção, registramos a hora da detecção e identificamos as espécies. No final de cada transecto, medimos e registramos novamente a temperatura e a umidade relativa do ar. Amostramos cada parcela seis vezes em cada período (diurno e noturno); dessas seis vezes, três foram na estação seca e três foram na estação chuvosa. O intervalo entre os levantamentos diurno e noturno em cada parcela foi de pelo menos 1 dia, para evitar a amostragem das parcelas duas vezes em um único dia ou dos mesmos indivíduos mais de uma vez. No entanto, como não usamos uma metodologia de marcação de anuros, é possível que alguns indivíduos tenham sido registrados mais de uma vez.

Figura 17 - Mapa da Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, mostrando a distribuição das parcelas nos diferentes tipos de vegetação presentes na área.



Fonte: O autor, 2021.

Obtivemos os dados diários de precipitação (em mm) para a área da Estação Meteorológica da Reserva Natural Vale. Os dados utilizados nas covariáveis de temperatura do ar e umidade relativa foram os valores médios mensurados e registrados no início e no final de cada parcela, em cada ocasião de amostragem. Os dados de precipitação utilizados foram (1) os valores médios diários para o período de trabalho de campo em cada mês de amostragem e (2) os valores de precipitação apenas do dia da ocasião de amostragem em cada parcela.

3.1.2 Análises

Para definir a atividade de cada espécie de anuro, consideramos uma espécie predominantemente diurna ou noturna se 50% ou mais indivíduos foram registrados durante um desses períodos (Rocha et al. 2015). Espécies com menos de quatro indivíduos foram classificadas como dados insuficientes (DI) para inferir a atividade das espécies. Para estimar a detectabilidade de anuros na RNV, com base na abordagem proposta por MacKenzie et al. (2006), desenvolvemos modelos de ocupação de estação única usando a matriz de detecções e não detecções das espécies em cada parcela em múltiplas ocasiões de amostragem (total de 12 ocasiões). Para construir os modelos, consideramos todas as espécies de anuros juntas e avaliamos as variáveis que poderiam afetar sua detectabilidade. Para estimar a detectabilidade das espécies, selecionamos cinco covariáveis *a priori*. As variáveis foram: temperatura da ocasião (temp); umidade da ocasião (humid); soma da precipitação nos dias de amostragem (prec period); valor da precipitação no dia da ocasião (prec day); e período - diurno ou noturno (period).

Construímos nossos modelos de ocupação para uma única temporada usando o pacote Unmarked no Programa R (Fiske e Chandler, 2011; R Development Core Team, 2012). Os melhores modelos foram selecionados usando o Critério de Informação de Akaike ajustado para o pequeno tamanho da amostra (AICc), e todos os modelos com um valor de $\Delta AICc < 2$ foram considerados equivalentes. Também utilizamos o peso do modelo (AICcwt), que corresponde à quantidade de evidência em favor de um determinado modelo, para escolher nosso modelo de "melhor ajuste", que subsequentemente usamos para testar nossas hipóteses específicas. Avaliamos o ajuste (P) e o parâmetro de *over-dispersion* (\hat{c}) utilizando 2000 bootstraps.

3.2 Resultados

Encontramos 326 indivíduos anuros de 21 espécies. Registramos 39 indivíduos (12%) durante a amostragem diurna e 287 (88%) indivíduos durante a amostragem noturna. *Oloolygon agilis* foi a única espécie que consideramos diurna, com 25 indivíduos (69,5%) sendo registrados neste período (Tabela 5).

Tabela 5. Frequências de indivíduos (em números absolutos e percentuais entre parênteses) durante os períodos diurno e noturno para 21 espécies de anuros na Reserva Natural Vale, Espírito Santo, sudeste do Brasil, com a tendência de atividade inferida para cada espécie.

Espécies	Diurno	Noturno	Total	Tendência de atividade
	Indivíduos (%)	Indivíduos (%)		
Craugastoridae				
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	2 (6.3)	30 (93.7)	32	Noturna
Hylidae				
<i>Aparasphenodon brunoi</i> Miranda-Ribeiro, 1920	1(0.9)	108 (99.1)	109	Noturna
<i>Dendropsophus decipiens</i> (A. Lutz, 1925)	1 (9.1)	10 (90.9)	11	Noturna
<i>Hypsiboas semilineatus</i> (Spix, 1824)		2 (100.0)	2	DI
<i>Oloolygon agilis</i> (Cruz & Peixoto, 1983)	25 (69.5)	11 (30.5)	36	Diurna
<i>Oloolygon argyreornata</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	1 (2.2)	46 (97.8)	47	Noturna
<i>Phyllodytes luteolus</i> Wied-Neuwied, 1824		6 (100.0)	6	Noturna
<i>Scinax alter</i> (B. Lutz, 1973)		13 (100.0)	13	Noturna
<i>Scinax cuspidatus</i> (A. Lutz, 1925)		1 (100.0)	1	DI
<i>Scinax eurydice</i> (Bokermann, 1968)		5 (100.0)	5	Noturna
<i>Scinax</i> sp.		1 (100.0)	1	DI
<i>Trachycephalus mesophaeus</i> (Hensel, 1867)	5 (23.8)	16 (76.2)	21	Noturna
Leptodactylidae				
<i>Leptodactylus</i> sp.	1 (100.0)		1	DI
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)		1 (100.0)	1	DI
<i>Physalaemus aguirrei</i> Bokermann, 1966	1 (25.0)	3 (75.0)	4	Noturna
<i>Physalaemus</i> gr. <i>signifer</i> (Girard, 1853)	2 (8.0)	23 (92.0)	25	Noturna
Microhylidae				
<i>Chiasmocleis</i> cf. <i>capixaba</i> Cruz, Caramaschi & Izecksohn, 1997		3 (100.0)	3	DI
<i>Chiasmocleis schubarti</i> Bokermann, 1952		3 (100.0)	3	DI
<i>Dasylops schirchi</i> Miranda-Ribeiro, 1924		1 (100.0)	1	DI
Odontophrynidae				
<i>Proceratophrys laticeps</i> Izecksohn & Peixoto, 1981		3 (100.0)	3	DI
Bufonidae				
<i>Rhinella crucifer</i> (Wied-Neuwied, 1821)		1 (100.0)	1	DI

Total	39 (12.0)	287 (88.0)	326
-------	-----------	------------	-----

Legenda: DI = dados insuficientes.

O número de espécies e o número de indivíduos registrados entre os tipos de vegetação foram ambos maiores no período noturno (Tabela 6). Considerando apenas o período diurno, o campo nativo apresentou o maior número de espécies (quatro) e o maior número de indivíduos (28 ou 38,9%), quando comparado aos demais tipos de vegetação. No período noturno, a floresta alta apresentou o maior número de espécies (14) e o maior número de indivíduos (192 ou 97,7%).

Tabela 6 - Riqueza e abundância de anuros encontrados nos dois períodos de amostragem (diurno e noturno) em três tipos de vegetação da Reserva Natural Vale, no Espírito Santo, sudeste do Brasil.

Tipo de vegetação	RE	Diurno	REP	Noturno	REP	Total
		Indivíduos (%)		Indivíduos (%)		
Floresta Alta	15	6 (3.0)	3	192 (97.7)	14	198
Floresta de Muçununga	7	5 (8.9)	3	51 (91.1)	6	56
Campo Nativo	10	28 (38.9)	4	44 (61.1)	9	72

Legenda: RE = riqueza de espécies; REP = riqueza de espécies no período. A coluna "Total" indica o total de indivíduos encontrados em cada tipo de vegetação.

A probabilidade de detecção foi afetada por apenas duas variáveis (os 10 melhores modelos estão representados na Tabela 7): (1) período, onde a detectabilidade foi maior no período noturno (período diurno, $P = 0,15 \pm 0,03$, período noturno, $P = 0,75 \pm 0,04$; Figura 18); (2) umidade, que teve uma relação positiva mostrando que, quanto maior a umidade, maior a probabilidade de detecção em ambos os períodos ($P = 0,01 \pm 0,0003$ a $0,85 \pm 0,03$, Figura 19)

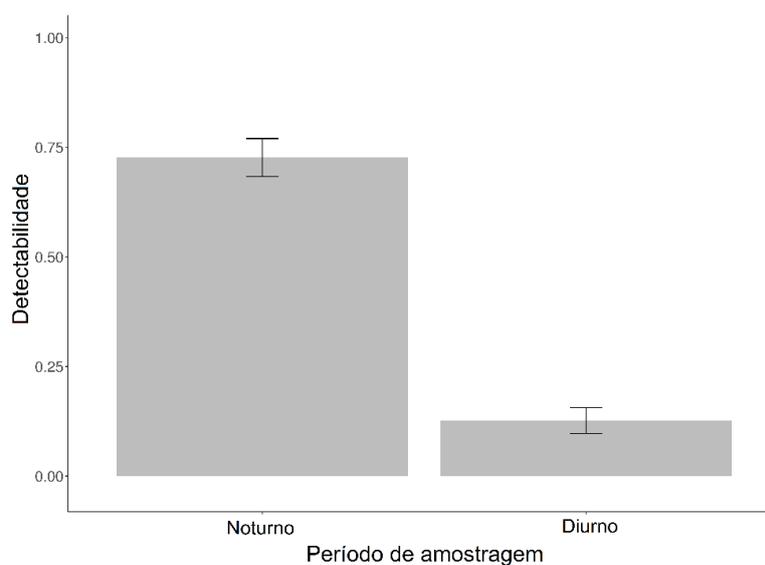
Tabela 7. Modelos de detectabilidade de estação única para os anuros na Reserva Natural Vale, no Brasil, estimados em 12 ocasiões.

Modelo	AICc	Δ AICc	AICcw	n° de parâmetros
$\Psi(.)$ p(humid;period)	267.18	0	0.235	4
$\Psi(.)$ p(humid)	268.12	0.94	0.234	3
$\Psi(.)$ p(period)	269.08	1.9	0.225	3
$\Psi(.)$ p(humid;period;prec_period)	270.12	2.94	0.215	5
$\Psi(.)$ p(humid;period;temp)	274.35	7.17	0.064	5
$\Psi(.)$ p(prec_period)	278.56	11.38	0.01	3

$\Psi(\cdot) p(\cdot)$	280.05	12.87	0.01	2
$\Psi(\cdot) p(\text{humid}; \text{period}; \text{prec_period}; \text{temp})$	284.02	16.84	<0.01	6
$\Psi(\cdot) p(\text{humid}; \text{prec_period})$	286.56	19.38	<0.01	4
$\Psi(\cdot) p(\text{humid}; \text{period}; \text{prec_day})$	289.04	21.86	<0.01	5

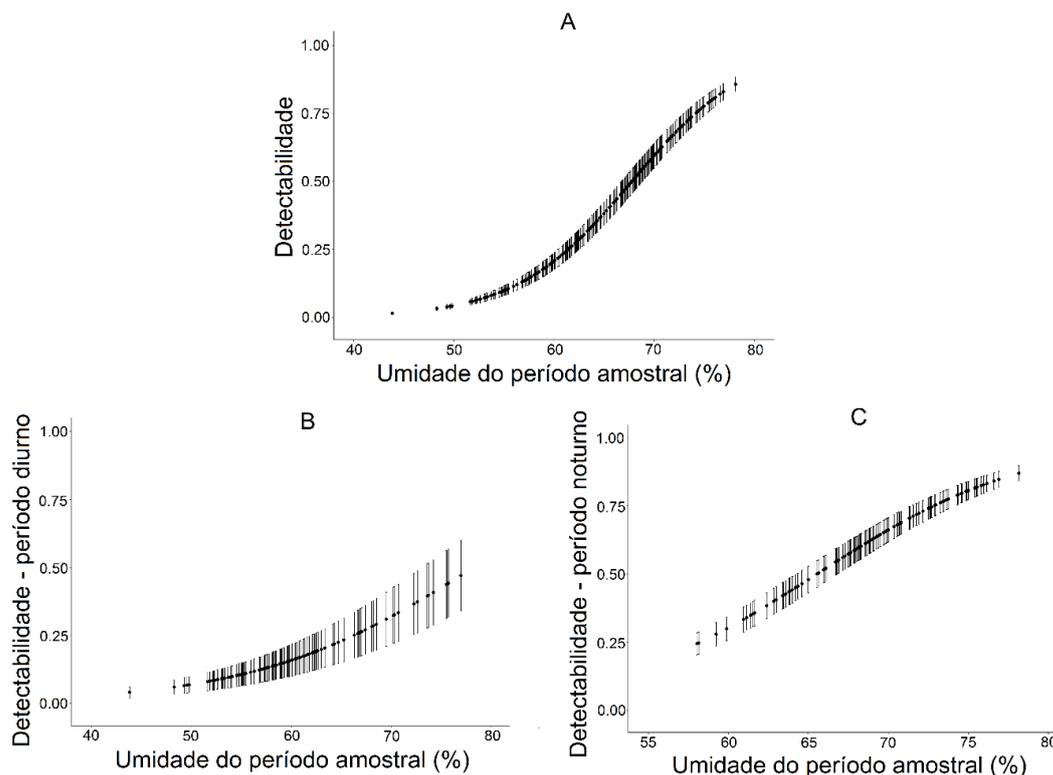
Legenda: Covariáveis: período de amostragem (diurno e noturno; "period"), temperatura (em °C; "temp"), umidade (em %; "humid"), soma da precipitação do período de amostragem (em milímetros; "prec_period"), e precipitação do dia da ocasião (em milímetros; "prec_day"). Ψ = ocupação, p = detectabilidade, AICcw = peso de Akaike.

Figura 18 - Probabilidade de detecção de anuros em períodos diurno e noturno na Reserva Natural Vale, no Estado do Espírito Santo, Sudeste do Brasil.



Fonte: O autor, 2021.

Figura 19 - Relação entre a capacidade de detecção dos anuros e umidade relativa considerando os períodos diurno e noturno juntos (a) e separadamente (b e c, respectivamente) para a Reserva Natural Vale, Espírito Santo, Sudeste do Brasil, entre junho de 2015 e outubro de 2016.



Fonte: O autor, 2021.

3.3 Discussão

Os dados indicaram que a maior parte da atividade dos anuros na Reserva Natural Vale ocorreu durante o período noturno (88%), e que a probabilidade de detecção variou entre os períodos, com maior detectabilidade durante o período noturno. Em geral, a maioria dos anuros em florestas neotropicais tendem a ser ativos à noite (Rocha et al. 2015). Nosso resultado foi semelhante ao encontrado por Rocha et al. (2015), onde 86% dos anuros foram encontrados no período crepuscular-noturno, em diversas áreas da Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Essa tendência também foi registrada em algumas outras áreas da Mata Atlântica no Rio de Janeiro, como na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ (71% dos anuros foram noturnos; Rocha et al., 2000), na Reserva de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu, RJ (88% crepuscular-noturno; Rocha et al. 2007), no Morro do São João, RJ (77,5% crepuscular-noturno; Almeida-Gomes et al., 2008), na Serra do Desengano, RJ (89 % crepuscular-noturno; Siqueira et al., 2011), em Guapimirim, RJ (83% crepuscular-noturno; Rocha et al., 2011) e na Reserva Rio das Pedras em Mangaratiba (92,2)% crepuscular-noturno. Além disso, na Floresta Amazônica, Menin et al. (2008) mostraram que cerca de 80% das espécies de anuros

foram encontradas no período noturno, reforçando a atividade noturna de anuros em regiões neotropicais, o que poderia influenciar a detecção de indivíduos nesse período. Portanto, nossos dados reforçam a tendência observada de anuros da Mata Atlântica serem predominantemente crepusculares-noturnos.

Dentre as espécies amostradas em nosso estudo, apenas *Ololygon agilis* pode ser considerada diurna, com quase 70% dos indivíduos registrados neste período. Isso provavelmente se deve ao fato de *O. agilis* fazer uso predominantemente de bromélias (Rocha et al., 2008; Passos et al., 2012), que são plantas capazes de armazenar água em seus tanques, deixando os anuros menos suscetíveis à desidratação, e pode permitir taxas de atividade mais altas no período diurno (Duellman e Trueb, 1986). Em nosso estudo, registramos que indivíduos desta espécie foram ativos em ambos os períodos, mas com uma intensidade de atividade comparativamente maior no período diurno. Nosso resultado foi semelhante ao encontrado por Cardoso et al. (2014) em um estudo sobre a atividade e o uso do habitat de *O. agilis* no litoral norte da Bahia, nordeste do Brasil, onde 62% dos indivíduos foram registrados entre 12:00 e 18:00.

Embora os anuros tenham seguido a mesma tendência em todos os tipos de vegetação, com maior riqueza e abundância no período noturno, os campos nativos apresentaram os maiores valores nesses parâmetros (riqueza e abundância), considerando apenas o período diurno. O campo nativo é um tipo de vegetação com plantas que crescem em solo arenoso, com arbustos esparsos característicos, tufos de gramíneas e herbáceas e várias espécies de bromélias (Siqueira et al., 2014), que podem ser frequentemente utilizadas como abrigo ou refúgio por anuros (Rocha et al., 2004). O uso do campo nativo por *O. agilis* como habitat adequado provavelmente resulta da existência de bromélias-tanque no local; esta característica é predominantemente encontrada neste tipo de vegetação na área de estudo (Peixoto et al., 2008).

Considerando as variáveis ambientais, nossos dados mostraram que apenas a umidade relativa do ar afetou a detectabilidade dos anuros, tanto em geral como em cada período separadamente. No entanto, a umidade explicou menos a detectabilidade durante o período diurno do que durante o período noturno. A umidade é um dos fatores mais importantes que afetam os anfíbios, influenciando sua detectabilidade, abundância e atividade. Em um estudo na Mata Atlântica no sudeste do Brasil, a umidade foi um dos fatores mais importantes para explicar a abundância de anuros localmente (Oliveira et al., 2013). Da mesma forma, um estudo com espécies de anuros simpátricos no Rio de

Janeiro, Brasil, mostrou a importância da umidade para explicar parte da ocorrência e atividades dessas espécies (Boquimpani-Freitas et al., 2007).

Nosso estudo indica que condições específicas de amostragem, como horário do dia e umidade, são importantes na detecção de anuros na Mata Atlântica. Nesse contexto, levantamentos podem ser planejados sob condições climáticas que influenciam positivamente as probabilidades de detecção para melhorar a eficácia do monitoramento de uma espécie e / ou comunidade de anuros.

REFERÊNCIAS

- ALBRECHT, M.; GOTELLI, N.J. Spatial and temporal niche partitioning in grassland ants. *Oecologia*, v. 126, p. 134–141, 2001.
- ALMEIDA-GOMES, M.; VRCIBRADIC, D.; SIQUEIRA, C.C.; KIEFER, M.C.; KLAION, T.; ALMEIDA-SANTOS, P. NASCIMENTO, D.; ARIANI, C.V.; BORGES-JÚNIOR, V.N.T.; FREITAS-FILHO, R.F.; VAN SLUYS, M.; ROCHA, C.F.D. Herpetofauna of an Atlantic rainforest area (Morro São João) in Rio de Janeiro State, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 80, p. 291-300, 2008.
- ALMEIDA-GOMES, M.; ALMEIDA-SANTOS, M.; GOYANNES-ARAÚJO, P.; BORGES-JÚNIOR, V.N.T.; VRCIBRADIC, D.; SIQUEIRA, C.C.; ARIANI, C.V.; DIAS, A.S.; SOUZA, V.V.; PINTO, R.R.; VAN SLUYS M.; ROCHA C.F.D. Anurofauna of an Atlantic Rainforest fragment and its surroundings in Northern Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Journal Biology*, v. 70, p. 871-877, 2010.
- BOQUIMPANI-FREITAS, L.; MARRA, R.V.; VAN SLUYS, M.; ROCHA C.F.D. Temporal niche of acoustic activity in anurans: interspecific and seasonal variation in a neotropical assemblage from south-eastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*, v. 28, p. 269-276, 2007.
- CARDOSO, B.; MARQUES, R.; RIBEIRO, H.C.B. Habitat use and activity with new records of the agile snouted tree frog (*Scinax agilis*) on the north coast of Bahia, Brazil. *Herpetological Bulletin*, v. 129, p. 19-23, 2014.
- CRUMP, M.L.; SCOTT JÚNIOR, N.J. Visual encounter surveys. In: HEYER W.R.; DONNELLY, M.A; ROY, W.M.; HAYEK, L.C.; FOSTER, M.S. (Eds.) *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Washington, Smithsonian Institution Press. p 84-92. 1994.
- DAAN, S. Adaptive daily strategies in behavior. In: ASCHOFF J. *Handbook of behavioral neurobiology: Biological Rhythms*. Plenum Press, New York. p. 275–298. 1981.
- DUELLMAN, W.E.; TRUEB L. *Biology of amphibians*. McGraw-Hill: New York. 1986.
- FISKE, I.; CHANDLER, R.B. Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*, v. 43, p. 1-23, 2011).
- GARAY, I.; RIZZINI, M.C. *A Floresta Atlântica de Tabuleiros: Diversidade Funcional da Cobertura Arbórea*. Editora Vozes: Petrópolis. 2004.
- HATANO, F.H.; ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS M. Environmental factors affecting calling activity of a tropical diurnal frog (*Hylodes phyllodes*: Leptodactylidae). *Journal of Herpetology*, v. 36, p. 314-318, 2002.

- JORDÃO-NOGUEIRA, T.; VRCIBRADIC, D.; PONTES, J.A.L.; VAN SLUYS, M.; ROCHA C.F.D. Natural History traits of *Crossodactylus aeneus* (Anura, Leptodactylidae, Hylodinae) from an Atlantic Forest area in Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *South American Journal of Herpetology*, v. 1, p. 37-41, 2006.
- KIERULFF, M.C.M.; AVELAR, L.H.S.; FERREIRA, M.E.S.; POVOA, K.F.; BÉRNILS, R.S. Reserva Natural Vale: História e aspectos físicos. *Ciência & Ambiente*, v. 49, p. 7-40, 2014.
- KRONFELD-SCHOR, N.; DAYAN T. Partitioning of time as an ecological resource. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 153–181, 2003.
- MACHADO, A.O.; WINK, G.; DORIGO, T.A.; ROCHA, C.F.D. Diet, diel activity pattern, habitat use, and reproductive effort of *Hylodes nasus* (Anura: Hylodidae) in one of the world's largest urban parks (Tijuca National Park), southeastern Brazil. *South American Journal of Herpetology*, v. 11, p. 127-135, 2016.
- MACKENZIE, D.I.; NICHOLS, J.; ROYLE, J.; POLLOCK, K.; BAILEY, L.; HINES J. *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier Publishing: California. 2006.
- MAGNUSSON, W.E.; LIMA, A.P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F.R.C.; CASTILHO, C.V.; KINUPP E.V.F. RAPELD: A modification of the Gentry Method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica*, v. 5, p. 1–6, 2005.
- MENIN, M.; WALDEZ, F.; LIMA P. Temporal variation in the abundance and number of species of frogs in 10,000 ha of a forest in central Amazonia, Brazil. *South American Journal of Herpetology*, v. 3, p. 68-81, 2008.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. MMA/SBF, Brasília. 2000.
- OLIVEIRA, J.C.F.; PRALON, E.; COCO, L.; PAGOTTO, R.V.; ROCHA, C.F.D. Environmental humidity and leaf-litter depth affecting ecological parameters of a leaf-litter frog community in an Atlantic Rainforest area. *Journal of Natural History*, v. 47, p. 2115–2124, 2013.
- OLSON, C.A.; BEARD, K.H.; KOONS, D.N.; PITT, W.C. Detection probabilities of two introduced frogs in Hawaii: implications for assessing non-native species distributions. *Biological Invasions*, v. 14, p. 889-900, 2012.
- PEIXOTO, A.L.; SILVA, I.M.; PEREIRA, O.J.; SIMONELLI, M.; JESUS, R.M.; ROLIM, S.G. Tabuleiro Forests North of the Rio Doce: Their Representation in the Vale do Rio Doce Natural Reserve, Espírito Santo, Brazil. In: THOMAS W.W.; BRITTON E.G. (Eds.). *The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil*. Memoirs of the New York Botanical Garden. p. 313–348. 2008.
- PASSOS, M.A.; BRUSCHI, D.P.; LIMA, J.; TOLEDO, L.F. Amphibia, Anura, *Scinax agilis* (Cruz and Peixoto, 1983): Filling gap and new state record. *Check List*, v. 8, p. 792–793, 2012.

PIANKA, E.R. Sympatry of desert lizards (*Ctenotus*) in western Australia. *Ecology*, v. 50, p. 1012–1030, 1969.

ROCHA, C.F.D.; COGLIATTI-CARVALHO, L.; NUNES-FREITAS, A.F.; ROCHA-PESSOA, T.C.; DIAS, A.S.; ARIANI, C.V.; MORGADO, L.N. Conservando uma larga proporção da diversidade biológica através da conservação de Bromeliaceae. *Vidalia*, v. 2, p. 52-68, 2004.

ROCHA, C. F. D.; HATANO, F. H.; VRCIBRADIC, D.; VAN SLUYS, M. Frog species richness, composition and Beta-diversity in coastal Brazilian Restinga habitats. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, p. 101-107, 2008.

ROCHA, C.F.D.; SIQUEIRA, C.C.; ARIANI, C.V.; VRCIBRADIC, D.; GUEDES, D.M.; KIEFER, M.C.; ALMEIDA-GOMES, M.; GOYANNES-ARAÚJO, P.; BORGES-JÚNIOR, V.N.T.; VAN SLUYS, M. Differential success in sampling of Atlantic Forest amphibians among different periods of the day. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, p. 261-267, 2015.

ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M.A.S.; BERGALLO, H.G., VRCIBRADIC, D. Activity of leaf-litter frogs: when should frogs be sampled? *Journal of Herpetology*, v. 34, p. 285-287, 2000.

ROCHA, C.F.D.; VRCIBRADIC, D.; KIEFER, M.C.; ALMEIDA-GOMES, M.; BORGES-JÚNIOR, V.N.T.; CARNEIRO, P.C.F.; MARRA, R.V.; ALMEIDA-SANTOS, P.; SIQUEIRA, C.C.; GOYANNES-ARAÚJO, P.; FERNANDES, C.G.A.; RUBIÃO, E.C.N.; VAN SLUYS, M. A survey of the leaf-litter frog assembly from an Atlantic Forest area (Reserva Ecológica de Guapiaçu) in Rio de Janeiro State, Brazil, with an estimate of frog densities. *Tropical Zoology*, v. 20, p. 99-108, 2007.

ROCHA, C. F. D.; VRCIBRADIC, D.; KIEFER, M.C.; SIQUEIRA, C.C.; ALMEIDA-GOMES, M.; BORGES JR., V.N.T.; HATANO, F.H.; FONTES, A.F.; PONTES, J.A.L.; KLAION, T.; GIL, L.O.; VAN SLUYS, M. Parameters from the community of leaf-litter frogs from Estação Ecológica Estadual Paraíso, Guapimirim, Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 83, p. 1259-1268, 2011.

SCHOENER, T.W. The compression hypothesis and temporal resource partitioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 71, p. 4169–4172, 1974.

SIQUEIRA, G. S.; KIERULFF, M. C. M.; ALVES-ARAÚJO, A. Florística das plantas vasculares da Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Ciência e Ambiente*, v. 49, p. 67-129, 2014.

SIQUEIRA, C.C.; VRCIBRADIC, D.; ALMEIDA-GOMES, M.; MENEZES, V.A.; BORGES-JUNIOR, V.N.T.; HATANO, F.H.; PONTES, J.A.L.; GOYANNES-ARAÚJO, P.; GUEDES, D.M.; VAN SLUYS, M., ROCHA, C.F.D. Species composition and density estimates of the anurofauna of a site within the northernmost large Atlantic Forest remnant (Parque Estadual do Desengano) in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 11, p. 131-137, 2011.

4 HETEROGENEIDADE DO HABITAT: O EFEITO POSITIVO NA RIQUEZA E OCUPAÇÃO DE ANUROS NA MATA ATLÂNTICA

Compreender os padrões espaciais da riqueza das espécies e os seus mecanismos subjacentes é um dos principais objetivos da ecologia (Stein et al., 2014). Ao longo do tempo, diferentes hipóteses foram propostas para explicar os padrões de distribuição da diversidade de espécies e os fatores que moldam estes padrões, como a hipótese de energia (Connell e Orias, 1964; Wang et al., 2009) e a hipótese de heterogeneidade do habitat (MacArthur e MacArthur, 1961; MacArthur e Wilson, 1967), entre outras (e.g. Klopfer 1959; Klopfer e MacArthur, 1960).

A 'hipótese de heterogeneidade do habitat' sugere que locais estruturalmente complexos podem permitir subdivisões dos recursos disponíveis no ambiente e fornecer nichos ecológicos mais diversos (MacArthur e MacArthur, 1961; MacArthur e Wilson, 1967). Como resultado, uma maior variedade de espécies poderia explorar os recursos disponíveis, aumentando assim localmente a riqueza de espécies e alterando a composição da comunidade local (MacArthur e MacArthur, 1961; MacArthur e Wilson, 1967). Nesse contexto, as características da vegetação determinam a estrutura física do ambiente na maioria dos habitats, o que, por sua vez, pode influenciar a diversidade de espécies (MacArthur e MacArthur, 1961; McCoy e Bell, 1991). Por exemplo, os atributos físicos do ambiente, em diferentes escalas, podem ter efeitos diretos nas interações entre as espécies, na distribuição, na abundância e na ocorrência dos organismos associados, influenciando a estruturação das comunidades (see McCoy e Bell, 1991; Tews et al., 2004).

Atualmente, as relações entre a heterogeneidade do habitat e a diversidade de espécies estão relativamente bem documentadas para diferentes áreas em todo o mundo (veja Tews et al., 2004 para uma revisão). No entanto, embora a maioria dos estudos mostrem uma relação positiva entre a heterogeneidade e a diversidade (e.g. MacArthur e MacArthur, 1961; Hortal et al., 2009), alguns resultados podem ser diferentes dependendo dos organismos estudados, podendo resultar em relações não significativas ou negativas (e.g. Tamme et al., 2010; Gazol et al., 2013). Além disso, os estudos que mostram evidências empíricas sobre o efeito da heterogeneidade do habitat na diversidade das espécies não são uniformes entre os grupos taxonômicos. Por exemplo, Tews et al.

(2004) revisaram 85 estudos sobre a relação heterogeneidade do habitat com a diversidade das espécies animais e constataram que, em termos dos vertebrados, menos de 5% das publicações abrangeram o grupo de anfíbios, permanecendo à frente somente dos répteis, para os quais menos de 3% dos estudos foram aplicados a este grupo. Portanto, a frequência desproporcional dos estudos entre os grupos taxonômicos pode limitar o suporte empírico em termos dos padrões de heterogeneidade do habitat-diversidade de espécies (Tews et al., 2004).

Os anfíbios constituem um excelente modelo taxonômico para testar a heterogeneidade do habitat, uma vez que apresentam uma gama muito diversa de hábitos em relação ao modo de vida (e.g. arborícola, semi-arborícola, terrícola, fossorial, criptozóico) e uma elevada riqueza de modos reprodutivos (Haddad e Prado, 2005; Haddad et al., 2013). De fato, a heterogeneidade do habitat é considerada um importante fator na estruturação das comunidades de anfíbios, uma vez que a elevada disponibilidade de microhabitats proporciona uma maior gama de microclimas, permitindo maior especialização em relação aos modos reprodutivos (Haddad e Prado, 2005; Vasconcelos e Rossa-Feres, 2008; Vasconcelos et al., 2009). Além disso, algumas estruturas físicas do ambiente, como a presença de bromélias, podem favorecer a ocorrência de espécies com requisitos específicos de habitat (Oliveira et al., 2017; Pereira-Ribeiro et al., 2020). Após a revisão de Tews et al. (2004), os estudos sobre a relação local entre a heterogeneidade do habitat e a diversidade de espécies de anfíbios aumentaram (e.g. Keller et al., 2009; Vasconcelos & Rossa-Feres, 2008; Bateman e Merritt, 2020). No entanto, embora diferentes índices tenham sido propostos para quantificar a heterogeneidade em relação à estrutura física do ambiente (Li e Reynolds, 1995; Merritt e Bateman, 2012) raramente os estudos com anfíbios mensuraram e testaram a heterogeneidade do habitat como uma variável quantitativa, única e contínua (Yarnell, 2008; Bateman e Merritt, 2020). Além disso, o termo “heterogeneidade do habitat” se tornou popular e demasiadamente confuso na Ecologia, sendo vagamente definido e aplicado de formas diferentes em diferentes estudos (veja revisões em Tews et al., 2004; Stein et al., 2014). Assim, é necessário que o uso do termo e a forma de quantificação da heterogeneidade do habitat estejam bem explicitados nos estudos, permitindo a correta replicação dos métodos por outros pesquisadores e auxiliando no entendimento e na interpretação dos resultados por gestores de recursos (Li e Reynolds, 1995; Yarnell, 2008).

Aqui, utilizamos um conjunto de dados de uma comunidade de anfíbios coletados durante três anos, para investigar empiricamente o efeito da heterogeneidade do habitat

na riqueza e na ocupação das espécies dos anfíbios na Mata Atlântica. Neste estudo, a heterogeneidade do habitat é considerada um termo para estrutura física da vegetação, e aqui, quantificamos, a partir de um índice de diversidade de habitat baseado em um conjunto de variáveis da vegetação, mensuradas em cada um dos locais amostrados. Primeiro, nós testamos se a riqueza de espécies de anfíbios estava relacionada com a heterogeneidade do habitat. Depois, nós estimamos a detectabilidade e a ocupação de todas as espécies registradas na área. Após isso, considerando que as respostas individuais das espécies poderiam diferir de acordo com variáveis estruturais dependendo, por exemplo, da área de vida e da história natural das espécies (Atauri e Lucio, 2001), também investigamos o efeito da heterogeneidade do habitat e das diferentes variáveis do habitat, separadamente, na ocupação pelos anfíbios de acordo com os hábitos de cada espécie. Com base na teoria de heterogeneidade do habitat, nós hipotetizamos que a riqueza de espécies e a ocupação por anfíbios teria uma relação positiva com a heterogeneidade do habitat. Além disso, esperávamos que as variáveis do estrato vertical da vegetação (ou seja, a densidade de árvores, a cobertura do sub-bosque, a densidade das palmeiras e os ocos de árvores) representassem as principais características do habitat para as espécies com hábitos arborícolas e aquelas características relacionadas ao chão da floresta (ou seja, camada do folhiço) teriam maior efeito na ocupação de espécies criptozoicas e das terrícolas.

4.1 Material e métodos

4.1.1 Coleta de dados

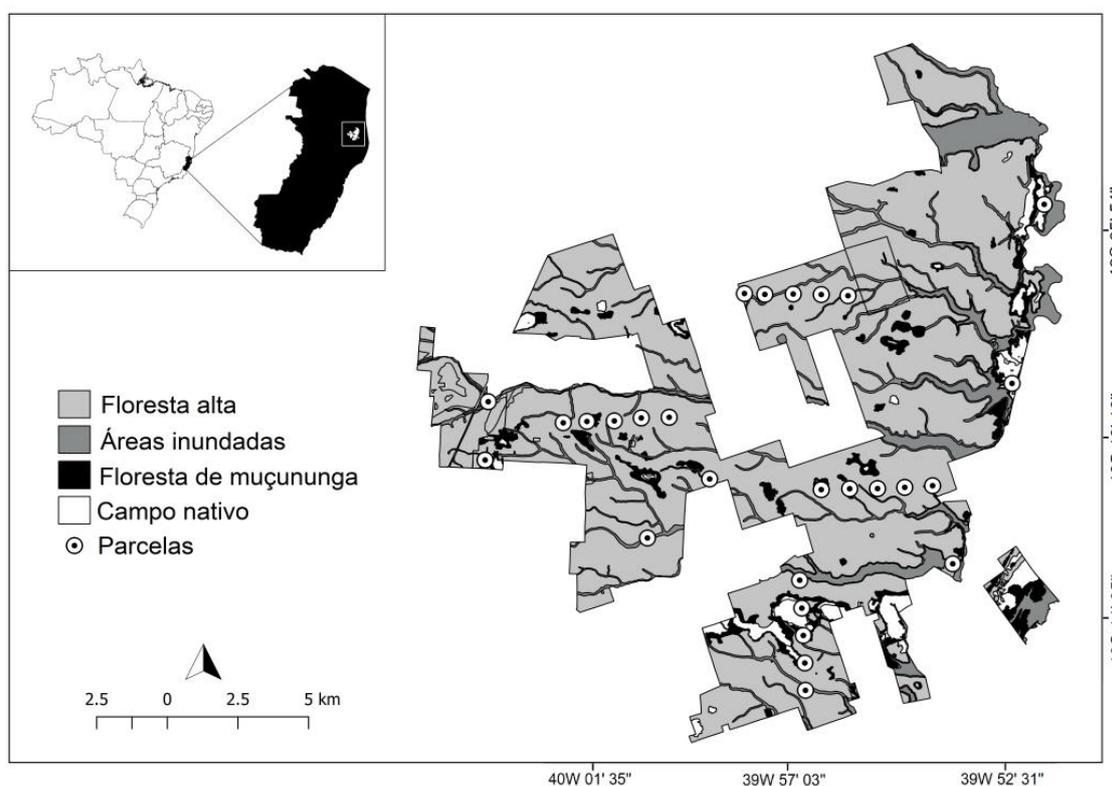
Nós realizamos as amostragens ao longo de três anos (de 2015 a 2017), em 27 parcelas distribuídas proporcionalmente nos quatro tipos de vegetação presentes na RNV (Figura 20). As parcelas seguem a metodologia RAPELD, que consiste em parcelas permanentes e padronizadas de 250 metros, seguindo a curva de nível do terreno, com espaçamento de 1km entre as parcelas para evitar possível pseudorepetição (Magnusson et al., 2005).

Nós amostramos os anfíbios ao longo das parcelas utilizando o método de busca ativa, com amostragem visual e auditiva (Crump e Scott Jr, 1994) no período noturno, que representa o período de maior atividade das espécies na área (entre 18h e 23h, Pereira-Ribeiro et al., 2019). Durante cada transecto, nós procuramos cuidadosamente por

anfíbios na serapilheira, nas árvores, nos galhos, nos arbustos, sob ou sobre troncos caídos e em outros microhabitats disponíveis localmente. Nós amostramos todas as parcelas utilizando o mesmo protocolo, dispendendo um tempo aproximado de 1 h ao longo de cada parcela. Registramos todos os indivíduos localizados em aproximadamente 5 m de cada lado da linha central da parcela (totalizando 10 m de faixa efetivamente amostrada).

Em cada ano, nós amostramos cinco vezes cada parcela (entre janeiro e dezembro). Consideramos cada visita às parcelas uma ocasião de amostragem independente, totalizando assim, cinco ocasiões por ano.

Figura 20. Localização da Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil, mostrando os tipos de vegetação presentes na reserva e a localização das parcelas (círculos).



Fonte: O autor, 2021.

4.1.2 Variáveis mensuradas

Em cada parcela, nós medimos 10 variáveis estruturais que poderiam influenciar a ocorrência de anfíbios: densidade de árvores com diâmetro na altura do peito (DAP) de 20-50cm ($n/100m^2$), densidade de árvores com DAP > 50cm ($n/100m^2$), densidade de lianas ($n/100m^2$), densidade de palmeiras ($n/100m^2$), densidade de bromélias ($n/100m^2$), densidade de ocos em árvores ($n/100m^2$), cobertura do sub-bosque (%), cobertura do dossel (%), profundidade do folhiço (cm), distância do recurso hídrico (m) e a heterogeneidade do habitat (índice de diversidade com base nas variáveis da vegetação).

Realizamos a contagem de número de árvores (DAP 20-50cm e >50cm), lianas, palmeiras, bromélias (do chão e das árvores) e ocos em árvores ao longo das parcelas, em uma faixa de 10 metros à cada lado, a partir da linha central da parcela (portanto área de amostragem com 20 metros de largura ao longo da parcela). Após isso, estimamos a densidade de cada variável, em cada parcela, dividindo o número de indivíduos contados pela área amostrada ($5000m^2$), multiplicada por $100 m^2$.

Medimos a profundidade do folhiço, a cobertura do dossel e a cobertura do sub-bosque em cinco pontos das parcelas (50m, 100m, 150m, 200m e 250m) e calculamos a média de cada variável. Nós mensuramos a cobertura do dossel em cada ponto com base em imagens fotográficas digitais, utilizando o software ImageJ (Rueden et al., 2016). Estimamos a cobertura do sub-bosque visualmente, usando um quadro de visão branco de 2,0x2,0m. Medimos a profundidade da camada de folhiço nos cinco pontos com auxílio de uma régua. Calculamos a distância média do recurso hídrico mais próximo através do mapa da RNV, utilizando o programa QGIS (QGIS Development Team, 2021).

4.1.3 Análise de dados

Nós testamos a correlação entre as variáveis mensuradas e as que apresentaram o coeficiente de correlação (r) > 0,60 foram descartadas (Apêndice B, tabela 11). Assim, apenas as variáveis densidade de árvores com DAP de 20-50cm, densidade de palmeiras, densidade de bromélias, de ocos em árvores, grau de cobertura do sub-bosque, a profundidade do folhiço, e a distância do recurso hídrico foram selecionadas.

Para quantificar a heterogeneidade do habitat, nós calculamos um índice de diversidade de Shannon para cada parcela e o usamos como medida da heterogeneidade de cada local. Com base nas variáveis da vegetação, este índice fornece a diversidade estrutural do ambiente e é o mais utilizado em estudos que relacionam a diversidade de espécies à heterogeneidade do habitat (Tews et al., 2003).

Para analisar o efeito da heterogeneidade do habitat na riqueza e na ocupação por anfíbios, utilizamos um modelo hierárquico de ocupação dinâmica multi-espécies modificado (Kéry e Royle, 2008; Zipkin et al., 2009; Broms et al., 2016). O modelo considera as probabilidades de detecção de espécies imperfeitas por meio de levantamentos repetidos (t), ao mesmo tempo que permite a estimativa simultânea das probabilidades de ocupação de espécies individuais a partir de uma distribuição de comunidade compartilhada (Dorazio e Royle, 2005; Kéry e Royle, 2008). Isso permite que modelos de ocupação multi-espécies tomem emprestado força de espécies mais abundantes da comunidade para permitir melhores estimativas de parâmetros para espécies raras ou mais difíceis de detectar.

Primeiro, consideramos todas as espécies detectadas como o nosso pool de espécies e estimamos a riqueza relativa de espécies para cada local (MacKenzie et al., 2006; Russell et al., 2009; Burton et al., 2012). A riqueza de espécies não pode ser modelada como um parâmetro estrutural no modelo de ocupação, mas é uma quantidade calculada a partir da matriz dos indicadores de presença de espécies individuais (Kéry e Royle, 2016). Assim, calculamos a riqueza de espécies específicas do local, somando o número estimado de espécies, ou seja, as ocorrências latentes. Seguindo Kéry e Royle (2016), exploramos a relação entre a riqueza estimada de espécies e a variável de heterogeneidade do habitat no modelo.

Depois, nós investigamos a variação específica da espécie na ocupação de um local e a probabilidade de detecção sem o efeito das variáveis. Estimamos os valores de interceptação de ocupação e de detecção para entender a frequência com que uma espécie ocorreu em um local sem o efeito de qualquer variável do habitat. Em seguida, as espécies registradas foram classificadas de acordo com cada hábito para modelar o efeito das variáveis mensuradas na ocupação por espécie. Utilizando as oito variáveis de habitat, nós estimamos os valores de inclinação, que estimam a capacidade de resposta de uma espécie de anfíbio a diferentes fatores, os quais, neste estudo, são as variáveis do habitat selecionadas.

Os modelos foram ajustados em JAGS (Plummer, 2003) por meio do pacote jagsUI (Kellner, 2018) no programa R (R Development Core Team, 2016) usando a cadeia de Markov Monte Carlo (MCMC) gerando 3 cadeias paralelas com 25.000 iterações, um período de ‘*burn-in*’ de 5.000 e desbaste de 10. Contabilizamos a probabilidade de detecção imperfeita usando 5 ocasiões de amostragem por ano e registramos todas as detecções de uma espécie em particular com 1 ou 0 para nenhuma

detecção. Avaliamos a convergência usando a estatística Gelman-Rubin com valores $<1,1$ considerados aceitáveis (Gelman e Rubin, 1992).

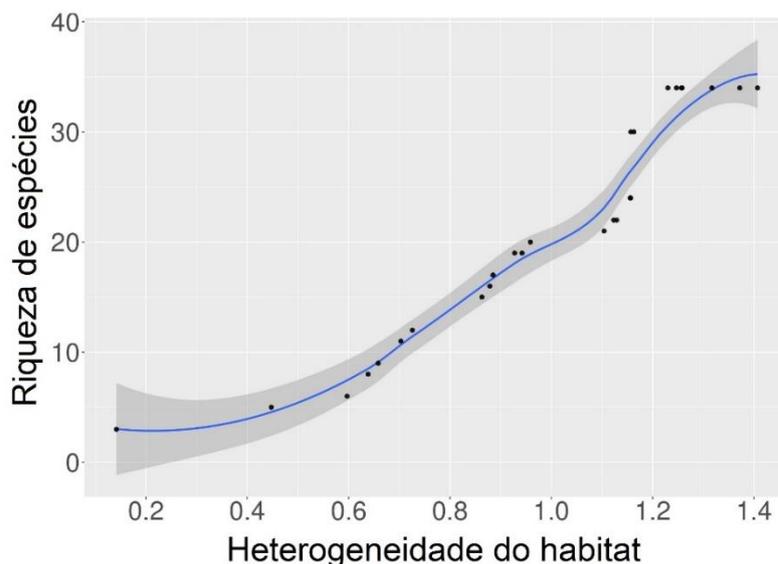
4.2 Resultados

Nós registramos 584 indivíduos de 34 espécies de anuros na área estudada, pertencentes a sete famílias (Apêndice B, Tabela 12).

As espécies registradas podem ser classificadas em três grupos com hábitos diferentes seguindo os critérios de Haddad et al. (2013): 1) espécies arborícolas, que se refere às espécies que vivem sobre troncos e folhagens de árvores e de arbustos (19 spp., 55.9%), 2) espécies criptozoicas, que vivem escondidas em galerias ou em cavidades no solo ou embaixo do folhigo (9 spp., 26.5%) e 3) espécies terrícolas que vivem no solo ou em cima do folhigo depositado no chão da floresta (6 spp., 17,6%).

A riqueza de espécies de anfíbios foi forte e consistentemente afetada pela heterogeneidade do habitat, a qual promoveu um incremento da riqueza em até 90% com o aumento da heterogeneidade (Figura 21).

Figura 21 - Relação entre estimativa da riqueza de espécies e heterogeneidade do habitat para 27 parcelas de amostragem na Reserva Natural Vale, Espírito Santo, Brasil.

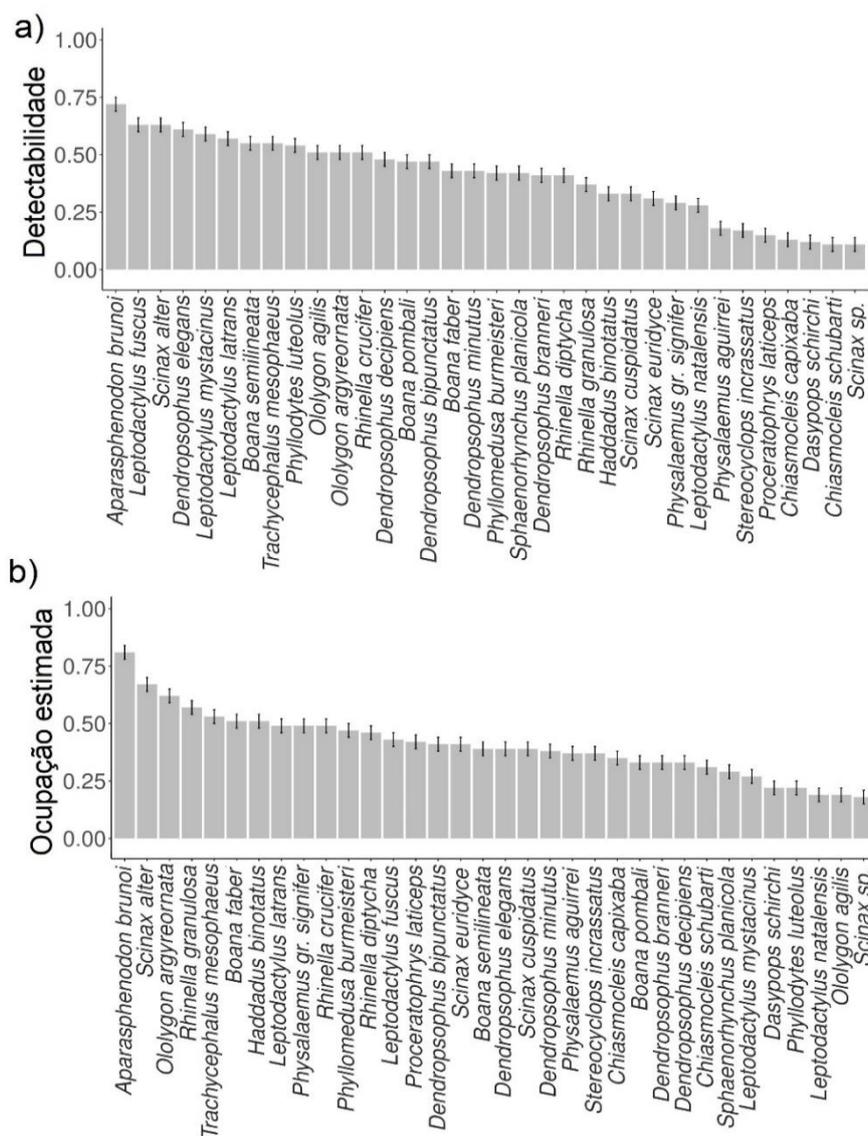


Legenda: A riqueza foi a estimada com um modelo de ocupação multi-espécies e a heterogeneidade do habitat foi calculada por meio do índice de diversidade de Shannon, baseado em variáveis da estrutura da vegetação de cada parcela.

Fonte: O autor, 2021.

Houve variação nas probabilidades de ocupação e detecção entre as espécies da comunidade de anfíbios (Figura 22). A ocupação variou de 0,22 a 0,78 e a probabilidade de detecção variou de 0,10 a 0,73. *Aparasphenodon brunoi* e *Scinax alter* foram as espécies com maior probabilidade de ocupação na RNV (ambas com probabilidade de ocupação maior do que 70%). Em contraste, *Scinax* sp., *Ololygon agilis* e *Leptodactylus natalensis* tiveram os menores valores de ocupação (menor que 25%). Em termos da detectabilidade, *A. brunoi* foi a espécie que teve maior detectabilidade (73%), enquanto *Scinax* sp., *Chiasmocleis schurbari*, *C. capixaba* e *Dasypops schirchi* foram as que tiveram a menor probabilidade de detecção na RNV (menor que 20%).

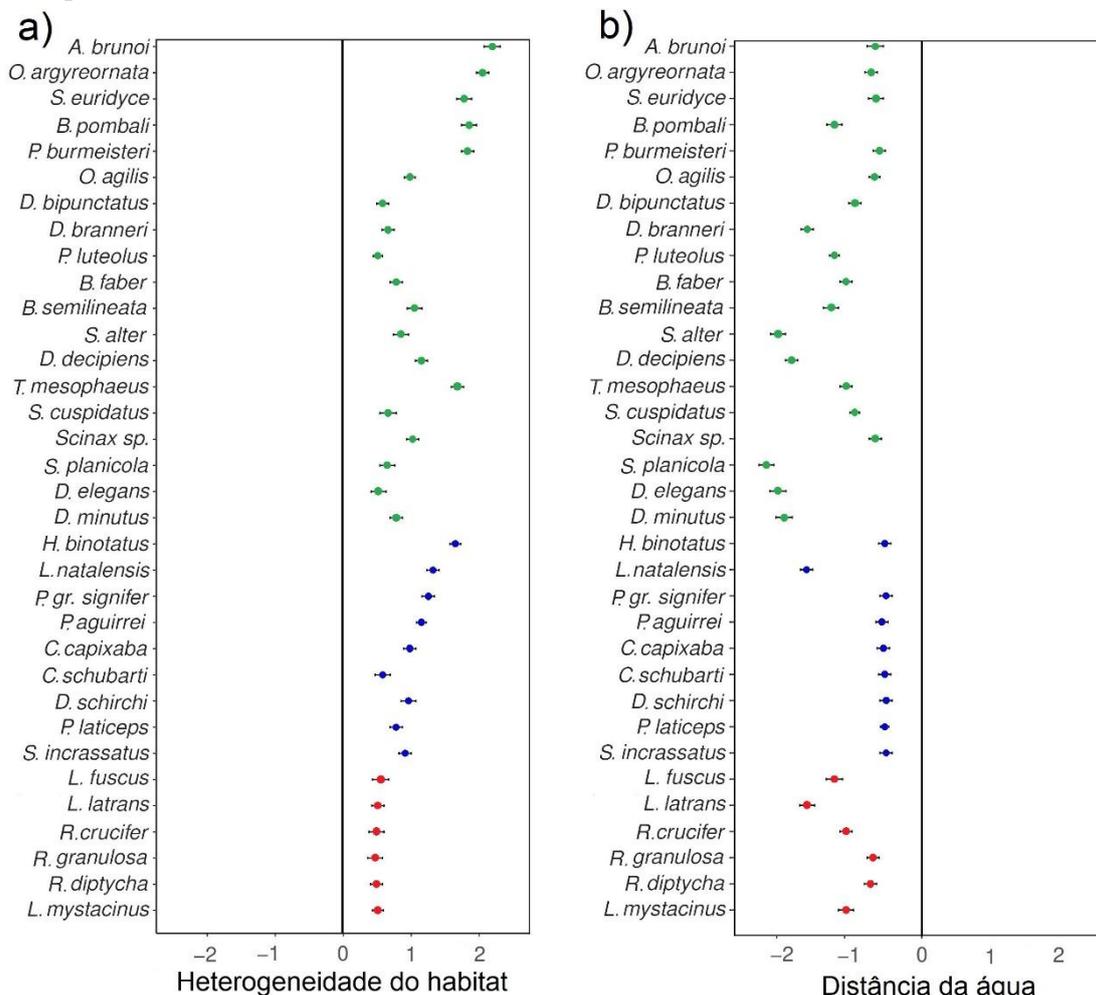
Figura 22 - Distribuição das médias de probabilidade de detecção (a) e ocupação (b) por espécie de anfíbio registrada na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.



Legenda: Probabilidades de detecção e ocupação foram estimadas sob um modelo de ocupação multi-espécies, e os valores mostrados são uma média ao longo de todos os anos.
Fonte: O autor, 2021.

Para todas as espécies da comunidade de anfíbios, a heterogeneidade do habitat afetou positivamente a ocupação, embora tenha influenciado de forma mais importante as espécies arborícolas e criptozoicas (Figura 23A). Por outro lado, a distância da água teve efeito negativo na ocupação por todas as espécies, tendo uma relação mais forte com a maioria espécies arborícolas e terrícolas (Figura 23B). A magnitude do efeito com os valores beta para cada espécie em termos das variáveis está disponível no material suplementar (Apêndice B, tabela 13).

Figura 23 - Variação na ocupação das espécies de anfíbios em relação à heterogeneidade do habitat (a) e a distância da água (b) na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.



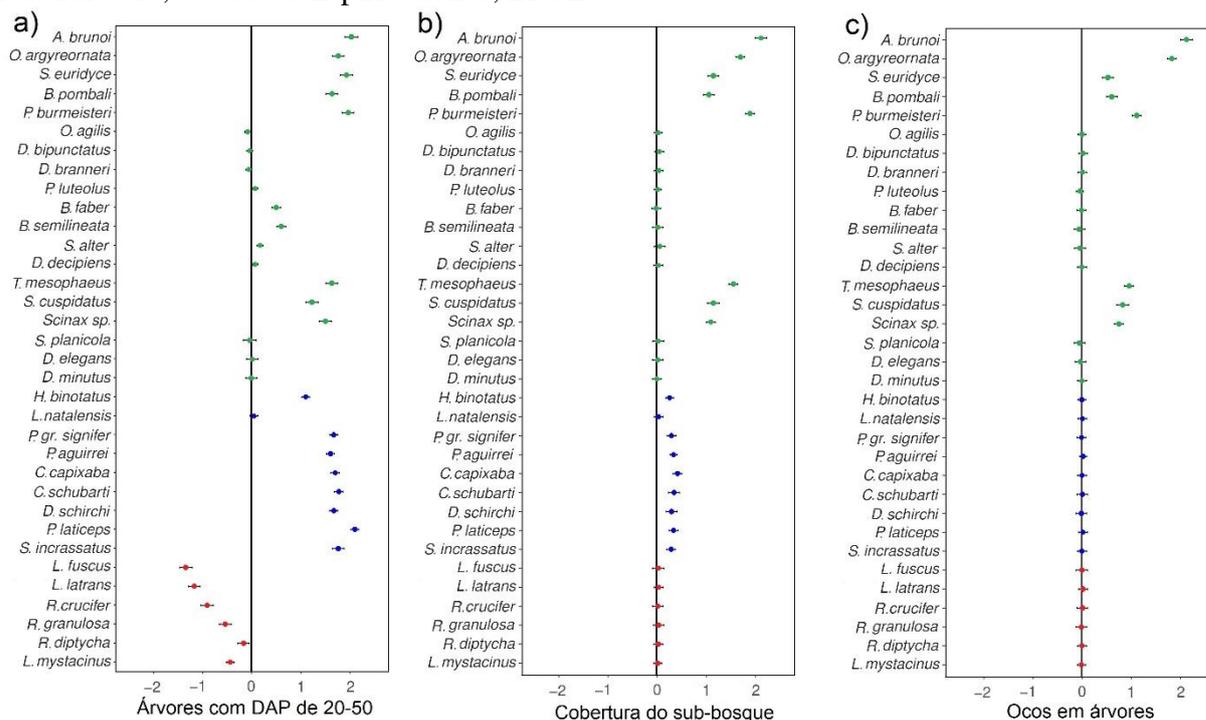
Legenda: Pontos verdes representam as espécies que tem hábito arborícola, pontos azuis representam as espécies que tem hábito criptozóico e pontos vermelhos representam as espécies que tem hábito terrícola. A classificação do hábito de cada espécie seguiu Haddad et al. (2013). Espécies cujos traços cortam a linha central do zero, não são influenciadas pela variável em questão.

Fonte: O autor, 2021.

Em termos das demais variáveis, o efeito diferiu entre as espécies e hábitos. Para as espécies com hábitos arborícolas, a densidade de árvores, a cobertura do sub-bosque, a densidade de ocos em árvores e a densidade das palmeiras tiveram efeito positivo na maioria das espécies (Figuras 24 e 25A), embora a força da relação tenha variado entre as espécies. Por exemplo, a densidade de árvores e a cobertura do sub-bosque influenciaram positivamente de forma mais importante a ocupação de oito espécies: *A. brunoi*, *O. argyreornata*, *S. euridyce*, *B. pombali*, *P. burmeisteri*, *T. mesophaeus*, *S. cuspidatus* e *Scinax sp.* A densidade de ocos em árvores teve maior efeito na ocupação por *A. brunoi* (beta 2.15 ± 0.12) e por *O. argyreornata* (1.85 ± 0.09). A densidade de

palmeiras teve maior efeito na ocupação por *Boana pombali* (0.98 ± 0.12) por *Phyllomedusa burmeisteri* (0.92 ± 0.12). Além disso, *Phyllodytes luteolus* e *O. agilis* tiveram um forte efeito positivo em sua ocupação determinado pela densidade de bromélias (1.98 ± 0.08 e 1.92 ± 0.07 respectivamente, Figura 25B).

Figura 24 - Variação da ocupação das espécies de anfíbios em relação à densidade de árvores (a), cobertura do sub-bosque (b) e densidade de ocos em árvores (c) na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.



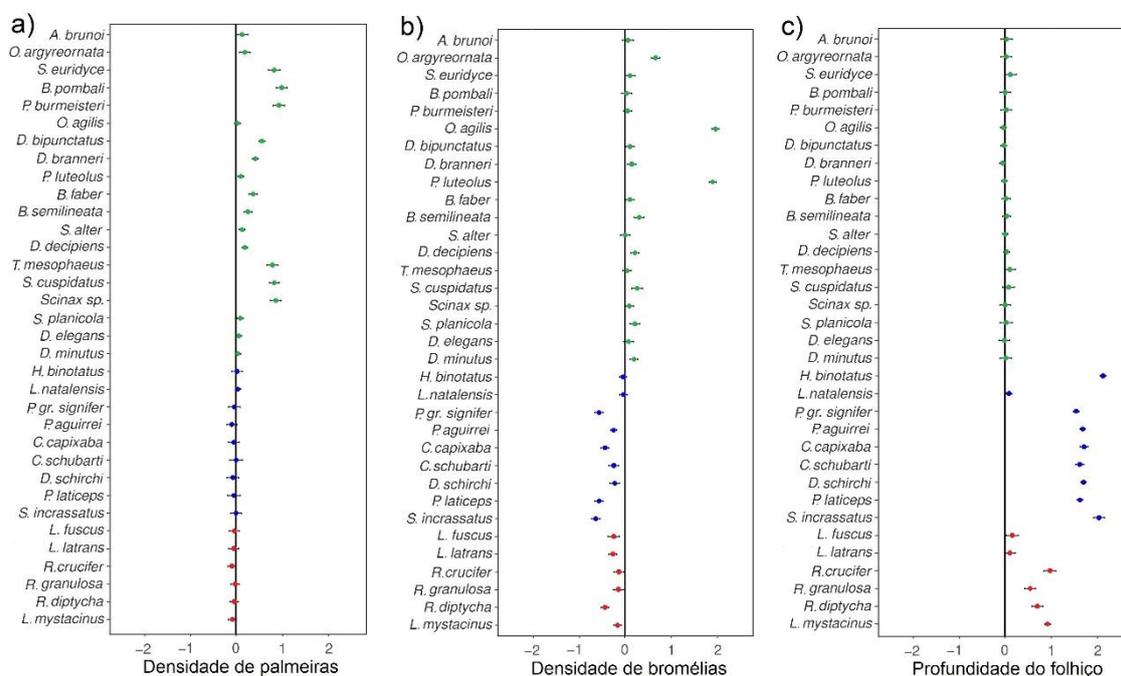
Legenda: Pontos verdes representam as espécies que tem hábito arborícola, pontos azuis representam as espécies que tem hábito criptozóico e pontos vermelhos representam as espécies que tem hábito terrícola. A classificação do hábito de cada espécie seguiu Haddad et al. (2013). Espécies cujos traços cortam a linha central do zero, não são influenciadas pela variável em questão.

Fonte: O autor, 2021.

Para as espécies que possuem hábitos criptozoicos, a densidade de árvores, a cobertura do sub-bosque e a profundidade do folhiço afetaram positivamente a maioria das espécies (exceto *L. natalensis*), embora a cobertura do sub-bosque tenha tido um efeito menor em termos das outras variáveis (Figura 24A, 24B E 24C). A densidade de árvores teve um maior efeito na ocupação por *Proceratophrys laticeps* (2.12 ± 0.05), enquanto a profundidade do folhiço teve maior efeito na ocupação por *Haddadus binotatus* (2.14 ± 0.03). Além disso, a densidade de bromélias teve um efeito negativo para a maioria das espécies com este hábito, porém a relação foi fraca (Figura 25B)

As espécies terrícolas foram influenciadas positivamente pela profundidade do folhiço (Figura 25C), tendo sido *Rhinella crucifer* o anuro que teve maior efeito desta variável sobre sua ocupação (0.98 ± 0.13). A densidade de árvores teve efeito negativo sobre a ocupação da maioria das espécies terrícolas (Figura 24A), com um maior efeito na ocupação por *Leptodactylus fuscus* (-1.32 ± 0.13) e *L. latrans* (-1.15 ± 0.12). A densidade de bromélias também teve um efeito negativo fraco na ocupação das espécies com hábito terrícola (Figura 25B).

Figura 25 - Variação da ocupação das espécies de anfíbios em relação à densidade de palmeiras (a), densidade de bromélias (b) e profundidade do folhiço (c) na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.



Legenda: Pontos verdes representam as espécies que tem hábito arborícola, pontos azuis representam as espécies que tem hábito criptozóico e pontos vermelhos representam as espécies que tem hábito terrícola. A classificação do hábito de cada espécie seguiu Haddad et al. (2013). Espécies cujos traços cortam a linha central do zero, não são influenciadas pela variável em questão.

Fonte: O autor, 2021.

4.3 Discussão

Nossos resultados fornecem evidências empíricas para apoiar a hipótese de que a heterogeneidade do habitat tem relação positiva com a riqueza de espécies de anfíbios na Mata Atlântica da RNV, corroborando assim a hipótese clássica de heterogeneidade (MacArthur e MacArthur, 1961). Estudos que investigaram a influência da

heterogeneidade do habitat na diversidade de espécies de anfíbios encontraram resultados semelhantes aos nossos. Por exemplo, um estudo investigando a relação entre a diversidade de anfíbios e répteis e a heterogeneidade do habitat em ecossistemas ribeirinhos nos Estados Unidos (EUA) usou um índice de heterogeneidade com base nas características estruturais da vegetação e encontrou um efeito positivo da heterogeneidade sobre a abundância e riqueza das espécies da herpetofauna (Bateman e Merritt 2020). De forma similar, um estudo feito na região mediterrânea da Espanha encontrou uma relação positiva entre a riqueza local de anfíbios e a heterogeneidade do habitat (Atauri e Lucio, 2001). Adicionalmente, outros estudos também obtiveram relações positivas entre o número de espécies de anfíbios e a heterogeneidade do habitat (e.g. Parris e McCarthy, 1999; Bastazini et al., 2007; Araújo et al. 2018), embora alguns não tenham encontrado suporte para tal hipótese (Vasconcelos e Rossa-Feres, 2005; Santos et al., 2007), inclusive na Mata Atlântica (Carvalho-Rocha et al., 2021). No entanto, a variação no uso dos termos atribuídos à heterogeneidade do habitat em cada um dos estudos, bem como as diferenças na forma de quantificação da variável, dificultam a comparação entre estudos (veja Stein et al., 2014).

A relação positiva encontrada entre a heterogeneidade e a riqueza de anfíbios no presente estudo pode ser atribuída aos diferentes tipos de vegetação presentes na área estudada na RNV, que variam em sua estrutura desde ambientes florestais densos (floresta alta) até áreas abertas (campo nativo). De fato, um estudo anterior mostrou que as assembleias de anuros diferem consistentemente entre as fitofisionomias da Reserva (Pereira-Ribeiro et al., 2020), com maior número de espécies registradas na floresta, que é considerada o tipo de vegetação estruturalmente mais complexa na área (Peixoto et al., 2008). Portanto, nosso estudo reforça a heterogeneidade do habitat como um fator preditor de riqueza de espécies de anfíbios na Mata Atlântica da RNV.

Aparasphenodon bruno e *S. alter* foram as espécies com as maiores probabilidades de ocupação e de detecção na Reserva Natural Vale. Isso provavelmente está relacionado ao fato de serem comparativamente mais generalistas no tipo de habitat, por também serem as espécies mais abundantes na área o que permitiria terem ampla distribuição entre as fitofisionomias, ocorrendo em três dos quatro tipos de vegetação presentes na Reserva (veja Apêndice B). A relação entre a ocupação e a abundância média das espécies são observações comuns na ecologia (e.g. He e Gaston, 2003; Gaston et al., 2000; Steenweg et al., 2018). Assim, espécies amplamente distribuídas tendem a ser mais abundantes e, conseqüentemente, propensas a ocupar mais locais (Gaston et al. 2000).

Além disso, a abundância também pode influenciar parcialmente as taxas de detecção das espécies (McCarthy et al., 2013). De fato, o oposto também é verdadeiro. Espécies que apresentaram os menores valores de ocupação e de detectabilidade (*i.e.* *Scinax* sp., *Oloolygon agilis*, *Leptodactylus natalensis*, *Chiasmocleis schurbari*, *C. capixaba* e *Dasylops schirchi*) foram as espécies com distribuição restrita à apenas um tipo de vegetação, sendo *O. agilis* registrada apenas no campo nativo e todas as outras na floresta alta (Apêndice B). Aliado a isso, o comportamento reprodutivo de *Chiasmocleis schurbari*, *C. capixaba* e *Dasylops schirchi* pode ter influenciado as baixas taxas de detecção, uma vez que são espécies que necessitam de elevados volumes de chuva para iniciar a atividade reprodutiva (*i.e.* reprodução explosiva, Wells, 1977). A abundância dessas espécies tende a ser maior em períodos chuvosos (Pereira-Ribeiro et al., 2020) e, portanto, a detectabilidade pode ser altamente dependente de condições climáticas favoráveis para a reprodução.

As probabilidades de ocupação das espécies podem variar em relação às diferentes variáveis do habitat porque essa relação depende do tipo de variável e características morfológicas e eco fisiológicas das espécies (Atari e Lucio 2001). De fato, nós descobrimos que o efeito das variáveis na ocupação dos anfíbios diferiu entre espécies e/ou hábitos, tanto em relação à magnitude do efeito da variável bem como na direção do efeito. As variáveis de heterogeneidade do habitat e a distância da água foram as únicas que influenciaram a ocupação por todas as espécies da comunidade. A heterogeneidade do habitat influenciou positivamente todas as espécies de anfíbios, embora a magnitude da relação tenha sido maior na ocupação por algumas espécies arborícolas (e.g. *A. brunoi*, *O. argyreornata*, *S. eurydice*, *Boana pombali*, *P. burmeisteri*) e criptozoicas (*Haddadus binotatus*, *Leptodactylus natalensis*, *Physalaemus* gr. *signifer*). Essa forte relação positiva entre a ocupação e a heterogeneidade do habitat sugere que espécies com hábitos arborícolas e criptozoicos podem ser mais sensíveis a possíveis processos de perda e fragmentação de habitat, uma vez que esses mecanismos determinam padrões de heterogeneidade espacial na paisagem e geralmente atuam de forma simultânea (Collinge, 2009; Wilson et al., 2016). Assim, a perda de áreas florestais pode influenciar na ocorrência e na distribuição das espécies e pode resultar em uma homogeneização biótica da comunidade (Baiser et al., 2012; Solar et al., 2015). A perda e a fragmentação do habitat estão entre as maiores ameaças aos anfíbios, uma vez que são organismos que geralmente possuem baixa capacidade de dispersão e são sensíveis às alterações no ambiente devido às suas características fisiológicas (Cushman, 2006). Assim, é

importante o desenvolvimento de novos estudos, em maior escala geográfica, incluindo ambientes que sofreram alterações na paisagem, para avaliar a influência de diferentes níveis de heterogeneidade na ocupação pelos anfíbios. Até onde sabemos, até o momento, nenhum outro estudo testou explicitamente o efeito da heterogeneidade do habitat na ocupação de anuros. No entanto, vários estudos mostraram relações entre diferentes características da vegetação e da paisagem na probabilidade de ocupação por anfíbios (e.g. Mazerolle et al., 2005; Gooch et al., 2006; Johnson et al., 2016; Faggioni et al., 2021) o que pode ser, em parte, um indicativo para o efeito da heterogeneidade do habitat. Por exemplo, as probabilidades de ocupação por anfíbios em lagoas efêmeras no Canadá e nos Estados Unidos são influenciadas positivamente por estruturas da vegetação, como a cobertura florestal e a quantidade de floresta dentro de um buffer específico (Mazerolle et al., 2005; Johnson et al., 2016). A quantidade de habitat também foi um fator importante na ocupação de anfíbios na região tropical (Faggioni et al., 2021), bem como na riqueza de espécies desse grupo (Almeida-Gomes et al., 2019).

Estudos têm mostrado o efeito da distância dos recursos hídricos na ocupação dos anfíbios e a importância da proximidade áreas úmidas no uso do habitat das espécies (Roloff et al., 2011; Valdez et al., 2015). Em nosso estudo, a distância da água afetou negativamente todas as espécies de anfíbios. Ou seja, a probabilidade de ocupação dos anfíbios diminui de acordo com o aumento da distância dos corpos d'água. Isso ocorre porque as condições climáticas em locais próximos à água favorecem a ocorrência e a permanência das espécies uma vez que os anfíbios têm a ecologia e a fisiologia altamente relacionadas com os fatores climáticos, como a umidade e a temperatura do ar (Duellman e Trueb, 1986). Além disso, as áreas próximas aos recursos hídricos podem manter condições climáticas adequadas para os anfíbios durante longos períodos de seca, aumentando as chances de sobrevivência dos indivíduos das diferentes espécies (Hartel et al., 2007). Nossos resultados ressaltam a importância dos corpos d'água localmente para os anfíbios na RNV, principalmente para algumas espécies que são restritas aos ambientes alagados na Reserva, como *S. planicola*, *D. elegans*, *D. minutus* e *L. natalensis*.

De forma geral, a densidade de árvores, a cobertura do sub-bosque e a densidade de ocos em árvores influenciaram positivamente de forma mais importante a ocupação da maioria das espécies arborícolas. Essas estruturas da vegetação são importantes para os anfíbios que tem hábitos arborícolas porque elas fornecem locais de abrigo, descanso, sítios de canto, além de serem utilizados para locomoção entre locais (Duellman e Trueb, 1986; Vickers et al., 2014). Um resultado que chamou atenção foi a forte relação entre a

densidade de ocos em árvores e a ocupação por *A. brunoi*, uma espécie de anuro conhecida por utilizar predominantemente bromélias para abrigo em áreas abertas de restinga (Sazima e Cardoso, 1980; Schineider e Teixeira, 2001; Mesquita et al., 2004). A ocorrência e a ecologia desta espécie na Reserva Natural Vale são altamente relacionadas com as fitofisionomias florestais presentes na área (Gomez-Mesa et al., 2017; Pereira-Ribeiro et al., 2020). Na mesma área do presente estudo, Gomez-Mesa et al. (2017) mostraram que *A. brunoi* utilizou sete tipos diferentes de microhabitats na área, principalmente troncos de árvores e lianas, e não foi registrada utilizando bromélias, embora elas estejam disponíveis abundantemente nos campos nativos da Reserva. De fato, no presente estudo, a densidade de bromélias não teve qualquer relação com a ocupação por essa espécie, destacando as características mais florestais da ecologia de *A. brunoi* nesta área.

A densidade de palmeiras, assim como o grau de cobertura do sub-bosque, tem sido mostrada como fatores importantes para anuros em ambientes ripários (Parris e McCarthy, 1999; Keller et al., 2009). De fato, ambas as variáveis tiveram uma relação forte nas probabilidades de ocupação pelas espécies de anuros que foram registradas somente em córregos no interior da floresta, como *B. pombali* e *P. burmeisteri*, reforçando assim a importância dessas estruturas para a ocorrência de anfíbios em áreas úmidas/ripárias.

A densidade de bromélias foi um fator importante para a ocupação de *P. luteolus* e *O. agilis*. Isso era esperado porque são espécies que tem a ecologia estritamente associada a essas plantas, sendo as bromélias o principal micro-habitat utilizado por essas espécies (Ferreira et al., 2012; Cardoso et al., 2014; Motta-Tavares et al. 2016), além de também constituir local de reprodução para *P. luteolus* (Peixoto, 1995; Giaretta, 1996). Na localidade do nosso estudo, as bromélias estão predominantemente associadas às áreas de campo nativo, que é um tipo de vegetação caracterizada por ter áreas abertas, com solo arenoso, as quais cobrem apenas 6% da área (Peixoto et al. 2008). Portanto, alterações ambientais nessas áreas podem representar potenciais ameaças às essas espécies. De fato, os estudos realizados após um incêndio em uma das principais áreas de campo nativo da Reserva indicaram o declínio considerável de espécies de bromélias (Rocha et al., 1996), o que ocasionou uma drástica redução da população de *P. luteolus* (Papp e Papp, 2000). Desse modo, a forte associação da ocupação dessas duas espécies com as essas plantas aponta a importância da conservação dos ambientes em que as bromélias estão presentes.

As espécies que possuem hábitos criptozoicos tiveram as probabilidades de ocupação relacionadas de forma positiva principalmente pela densidade de árvores e profundidade do folhiço. Anfíbios que possuem esse hábito vivem geralmente em pequenas cavidades no solo ou sob o folhiço das florestas (Haddad et al., 2013). Diferentes estudos destacaram a importância dessas variáveis para a ocorrência e abundância das espécies que vivem no chão da floresta (e.g. Van Sluys et al., 2007; Oliveira et al., 2013). Além disso, na localidade do presente estudo, a maioria das espécies deste grupo tem distribuição restrita à fitofisionomia de floresta alta (Pereira-Ribeiro et al., 2020). Portanto, é esperado que ambientes florestais densos e com espessa camada de serapilheira sejam mais favoráveis à ocorrência dessas espécies. Entre as espécies que tem hábitos criptozoicos, apenas a ocupação de *L. natalensis* não estava relacionada com densidade de árvores e a profundidade do folhiço. Isso provavelmente decorre do fato de que, neste estudo, a ocorrência dessa espécie foi registrada somente em ambientes alagados em áreas abertas na borda da floresta.

Da forma similar à *L. natalensis*, as espécies terrícolas também foram registradas predominantemente em áreas abertas e/ou alagadas, o que explica a relação negativa entre a ocupação e a densidade de árvores e também a forte relação negativa com a distância da água. Em geral, com exceção da distância da água e a profundidade do folhiço (para *R. crucifer*), a ocupação das espécies terrícolas pareceu não estar relacionada de forma importante com as demais variáveis mensuradas e testadas neste estudo. Em parte, isso pode resultar de que a maioria das espécies terrícolas registradas são consideradas generalistas de habitat, como *Rhinella dyptcha*, *R. granulosa* e *L. fuscus* (Batista et al., 2011; Sugai et al., 2012; Teixeira et al., 2015). Portanto, seriam menos dependentes da estrutura da vegetação, uma vez que as espécies generalistas são amplamente distribuídas e podem se adaptar às mudanças no ambiente em certa medida (Richmond et al. 2005). No entanto, outras variáveis que não foram mensuradas neste estudo podem influenciar na ocupação dessas espécies, e mais estudos são necessários para avaliar essa questão. Concluimos que nosso estudo aponta para a importância da heterogeneidade do habitat na estruturação das comunidades de anfíbios tropicais, mostrando uma relação positiva com a riqueza e ocupação das espécies de anfíbios anuros. Além disso, nossos resultados sugerem que algumas espécies, principalmente aquelas com hábitos arborícolas e criptozoicos, podem ser mais suscetíveis à perda e fragmentação do habitat devido à sua ocupação estar fortemente relacionada com a heterogeneidade do habitat. A relação entre os anfíbios e as diferentes estruturas do habitat varia entre as espécies, dependendo de

seus requisitos ecológicos. Assim, algumas características específicas do habitat podem atuar como uma “estrutura chave” para a ocupação de algumas espécies, como as bromélias neste estudo. Com isso, a presença dessas espécies pode ficar restrita a uma pequena área com características que permitem sua ocorrência, tornando-se mais vulneráveis às mudanças na paisagem. Assim, nosso estudo mostra que, embora locais com maior heterogeneidade do habitat tenham maior riqueza de espécies, locais menos heterogêneos, mas que possuem estruturas de habitat específicas (por exemplo, bromélias – Oliveira et al., 1994; Rocha et al., 2000 - ou alagadas em áreas abertas) que estão fortemente relacionadas à ocupação por anfíbios, contribuem para a diversidade da comunidade. Nossos resultados contribuem para um melhor entendimento da relação entre anfíbios e a heterogeneidade do habitat na região tropical e fornecem informações importantes sobre os fatores que influenciam a ocupação de anfíbios na Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA-GOMES, MAURICIO; VIEIRA, MARCUS V.; Rocha, Carlos F. D. ;
MELO, ADRIANO, S. Habitat amount drives the functional diversity and nestedness of

anuran communities in an Atlantic Forest fragmented landscape . *Biotropica*, v. 1, p. 1-11, 2019.

ARAÚJO, K.C.; GUZZI, A.; ÁVILA, R.W. Influence of habitat heterogeneity on anuran diversity in Restinga landscapes of the Parnaíba River delta, northeastern Brazil. *ZooKeys*, v. 757 p. 69–83, 2018.

ATAURI, J. A.; LUCIO, J. V. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, v. 16, p. 147–159, 2001.

BAISER, B.; OLDEN, J. D.; RECORD, S.; LOCKWOOD, J. L.; MCKINNEY, M. L. Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 279, p. 4772–4777, 2012.

BASTAZINI, C.V.; MUNDURUCA, J. F. V.; ROCHA, P. L. B.; NAPOLI, M. F. Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica*, v. 63, n. 4, p. 459-471, 2007.

BATEMAN, H. L.; MERRITT, D. M. Complex riparian habitats predict reptile and amphibian diversity. *Global ecology and conservation*, v. 22, p. 1-10, 2020.

BATISTA, R.C.; DE-CARVALHO, C.B.; FREITAS, E.B.; FRANCO, S.C.; BATISTA, C.C.; COELHO, W.A.; FARIA, R.G. Diet of *Rhinella schneideri* (Werner, 1984) (Anura: Bufonidae) in the Cerrado, Central Brazil. *Herpetology Notes*, v. 4, p.17-21, 2011.

BROMS, K. M.; HOOTEN, M. B.; FITZPATRICK, R. M. Model selection and assessment for multi-species occupancy models. *Ecology*, v. 97, p. 1759-1770, 2016.

BURTON, A.C.; SAM, M.K.; BALANGTAA, C.; BRASHARES, J. S. Hierarchical multi-species modeling of carnivore responses to hunting, habitat and prey in a West African protected area. *PloS One*, v. 7, p. 1-14, 2012.

CARVALHO-ROCHA, V.; PERES, C. A.; NECKEL-OLIVEIRA, S. Habitat amount and ambient temperature dictate patterns of anuran diversity along a subtropical elevational gradient. *Diversity and Distributions*, v. 27, n. 2, p. 344-359, 2021.

COLLINGE, S. K. *Ecology of fragmented landscapes*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 2009.

CONNELL, J. H., ORIAS, E. The ecological regulation of species diversity. *The American Naturalist*, v. 98, p. 399–414, 1964.

CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological conservation*, v. 128, n. 2, p. 231-240, 2006.

DORAZIO, R. M.; ROYLE, J. A. Estimating size and composition of biological communities by modeling the occurrence of species. *Journal of the American Statistical Association*, v. 100, p. 389-398, 2005.

- DUELLMAN W.E.; TRUEB L. *Biology of amphibians*. McGraw-Hill, New York, 1986.
- FAGGIONI, G. P.; SOUZA, F. L.; PARANHOS FILHO, A. C.; GAMARRA, R. M.; PRADO, C. P. Amount and spatial distribution of habitats influence occupancy and dispersal of frogs at multiple scales in agricultural landscape. *Austral Ecology*, v. 46, n. 1, 126-138, 2021.
- GARAY, I.; RIZZINI, M. C. *A Floresta Atlântica de Tabuleiros: Diversidade Funcional da Cobertura Arbórea*. Petrópolis, Editora Vozes, 2004.
- GASTON, K. J.; BLACKBURN, T. M.; GREENWOOD, J. J.; GREGORY, R. D.; QUINN, R. M., LAWTON, J. H. Abundance–occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology*, v. 37, p. 39–59, 2000.
- GAZOL, A.; TAMME, R.; PRICE, J.N.; HIIESALU, I.; LAANISTO, L.; PÄRTEL, M. A negative heterogeneity–diversity relationship found in experimental grassland communities. *Oecologia*, v. 173, p. 545–555, 2013.
- GELMAN, A.; RUBIN, D. B. Inference from iterative simulation using multiple sequences. *Statistical Science*, v. 7, p. 457-472, 1992.
- GIARETTA, A. A. Reproductive specializations of the bromeliad hyloid frog *Phyllodytes luteolus*. *Journal of Herpetology*, v. 30, n. 1, p. 96-97, 1996.
- GOMEZ-MESA, L.; PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A. C.; ALMEIDA-SANTOS, M.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Ecological and reproductive aspects of *Aparasphenodon bruno*i (Anura: Hylidae) in an ombrophilous forest area of the Atlantic rainforest biome, Brazil. *Zoologia*, v. 34, p. 1–8, 2017.
- 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.; TOLEDO, L.F.; PRADO, C.P.A.; LOEBMANN, D.; GASPARINI J.L.; SAZIMA I. *Guia dos anfíbios da Mata Atlântica: diversidade e biologia*. Anolis Books, São Paulo, Brazil, 2013.
- HARTEL, T.; NEMES, S.; MARA, G. Breeding phenology and spatio-temporal dynamics of pond use by the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*) population: the importance of pond availability and duration. *Acta Zoologica Lituanica*, v. 17, p. 56-63, 2007.
- HE, F.; GASTON, K. J. Occupancy, spatial variance, and the abundance of species. *The American Naturalist*, v. 162, n. 3, p. 366–375, 2003.
- HORTAL, J.; TRIANTIS, K.A.; MEIRI, S.; THÉBAULT, E.; SFENTHOURAKIS, S. Island species richness increases with habitat diversity. *The American Naturalist*, v. 174, p. 205–217, 2009.
- KELLER, A.; RÖDEL, M. O.; LINSENMAIR, K. E.; GRAFE, T. U. The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *Journal of Animal Ecology*, v. 78, n. 2, p. 305-314, 2009.

- KELLNER, K. *jagsUI: A Wrapper Around 'rjags' to Streamline 'JAGS' Analyses*. R package version 1.5.0. <https://CRAN.R-project.org/package=jagsUI>, 2018.
- KÉRY, M.; ROYLE, J. A. Hierarchical Bayes estimation of species richness and occupancy in spatially replicated surveys. *Journal of Applied Ecology*, v. 45, p. 589-598, 2008.
- KÉRY, M.; ROYLE, J. A. *Applied hierarchical modeling in ecology: analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS*. Prelude and static models, vol 1. Elsevier Inc., Amsterdam. 2016.
- KLOPFER, P. H. Environmental determinants of faunal diversity. *The American Naturalist*, v. 93, p. 337–342, 1959.
- KLOPFER P. H.; MACARTHUR R. Niche size and faunal diversity. *The American Naturalist*, v. 94, p. 293–300, 1960.
- LI, H.B.; REYNOLDS, J.F. On Definition and Quantification of Heterogeneity. *Oikos*, v. 73, n. 2, p. 280-284, 1995.
- MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton. 1967.
- MACARTHUR, R.H.; MACARTHUR, J.W. On bird species diversity. *Ecology*, v. 42, p. 594–598, 1961.
- MACKENZIE, D.I.; NICHOLS, J.; ROYLE, J.; POLLOCK, K.; BAILEY, L.; HINES, J. *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. [s. l]: Elsevier Publishing. 2006.
- MAGNUSSON, W.E.; LIMA, A.P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F.R.C.; CASTILHO, C.V.; KINUPP E.V.F. RAPELD: A modification of the Gentry Method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica*, v. 5, p. 1–6, 2005.
- MCCARTHY, M. A.; MOORE, J. L.; MORRIS, W. K.; PARRIS, K. M.; GARRARD, G. E.; VESK, P. A.; ... YUE, B. The influence of abundance on detectability. *Oikos*, v. 122, n. 5, p. 717-726, 2013.
- MCCOY, E. D.; BELL, S. S. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: S.S. BELL, E.D. MCCOY AND H.R. MUSHINSKY (Eds.). *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, London, p. 3–27. 1991.
- MERRITT, D.M.; BATEMAN, H.L., Linking streamflow and groundwater to avian habitat in a desert riparian system. *Ecol. Appl.*, v. 22, p. 1973-1988, 2012.
- MESQUITA, D. O.; COSTA, G. C.; ZATZ, M. G. Ecological aspects of the casque-headed frog *Aparasphenodon bruno*i (Anura, Hylidae) in a Restinga habitat in southeastern Brazil. *Phyllomedusa: Journal of Herpetology*, v. 3, p. 51–59, 2004.

OLIVEIRA, M. G. N.; ROCHA, C. F. D.; BAGNALL, T. Bromélias Tanque Servem de Abrigo Para Espécies. *Ciência Hoje*, v. 17, n.97, p. 21-22, 1994.

PAPP, M. G.; PAPP, C. O. G. Decline in a population of the treefrog *Phyllodytes luteolus* after fire. *Herpetological Review*, v. 31, n. 2, p. 93-95, 2000.

PARRIS, K. M.; MCCARTHY, M. A. What influences the structure of frog assemblages at forest streams? *Austral Journal of Ecology*, v. 24, n. 5, p. 495–502, 1999.

PEIXOTO, O. L. Associação de anuros a bromeliáceas na Mata atlântica. *Rev Univ Rural. Sér Ciênc da Vida*, v. 17, n. 2, p.75-83, 1995.

PEIXOTO, A.L.; SILVA, I.M.; PEREIRA, O.J.; SIMONELLI, M.; JESUS, R.M.; ROLIM, S.G. Tabuleiro Forests North of the Rio Doce: Their Representation in the Vale do Rio Doce Natural Reserve, Espírito Santo, Brazil. In: THOMAS W.W., BRITTON E.G. (Eds.) *The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil*. Memoirs of the New York Botanical Garden. p. 313–348, 2008.

PEREIRA-RIBEIRO, J., FERREGUETTI, A.C., BERGALLO, H.G., & ROCHA, C.F.D. Changes in the community structure of anurans in the Coastal plain forest, southeastern Brazil. *Ecological Research*, v. 35, p. 540-549, 2020.

PLUMMER, M. JAGS: A Program for Analysis of Bayesian Graphical Models Using Gibbs Sampling. In K. Hornik, F. Leisch, A. Zeileis (Eds.), *Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing*, Vienna, Austria, V. 124, N. 125, p. 10. 2003.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.org>, 2021.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Access in <<http://www.R-project.org>>. 2016.

RICHMOND, C. E.; BREITBURG, D. L.; ROSE, K. A. The role of environmental generalist species in ecosystem function. *Ecological modelling*, v. 188, p. 279-295, 2005.

ROCHA, C. F. D.; COGLIATTI-CARVALHO, L.; ALMEIDA, D. R.; FREITAS, A. F. N. Bromeliads: Biodiversity amplifiers. *Journal of the Bromeliad Society*, v. 50, n.2, p. 81-83, 2000.

ROCHA, C. F. D.; VAN SLUYS, M.; ORNELLAS, A. B.; SIQUEIRA, A. E.; CONDE, C. F. V.; BITTENCOURT, E. B.; OLIVEIRA, M. G. N.; BARROS, M. C.; MAGALHÃES, S. A. P. The effects of fire on natural populations of *Vriesea neoglutinosa* in a relict restinga of Espírito Santo state. *Bromélia*, v. 3, p 16-26. 1996.

ROLOFF, G. J.; GRAZIA, T. E.; MILLENBAH, K. F.; KROLL, A. J. Factors Associated with Amphibian Detection and Occupancy in Southern Michigan Forests. *Journal of Herpetology*, v. 45, n. 1, p. 15–22, 2011.

- RUEDEN, C., DIETZ, C., HORN, M., SCHINDELIN, J., NORTHAN, B., BERTHOLD, M., ELICEIRI, K. *ImageJ Ops* [Software]. <http://imagej.net/Ops>, 2016.
- RUSSELL, R.E.; ROYLE, J.A.; SAAB, V.A.; LEHMKUHL, J.F.; BLOCK, W.M.; SAUER, J.R. Modeling the effects of environmental disturbance on wildlife communities: avian responses to prescribed fire. *Ecological Applications*, v. 19, p. 1253-1263, 2009.
- SANTOS, T. G.; ROSSA-FERES, D. C.; CASATTI, L. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia*, v. 97, n. 1, p. 37–49, 2007.
- SAZIMA, I.; CARDOSO, A. J. Notas sobre a distribuição de *Corythomantis greeningi* Boulenger, 1896 e *Aparasphenodon bruno*i Miranda-Ribeiro, 1920 (Amphibia, Hylidae). *Iheringia*, v. 55, p. 3–7, 1980.
- SCHINEIDER J. A. P.; TEIXEIRA R. L. Relacionamento entre anfíbios anuros e bromélias da restinga de Regência, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Iheringia*, v. 91, p. 41–48, 2001.
- SOLAR, R. R.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; THOMSON, J. R.; ... GARDNER, T. A. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? *Ecology Letters*, v. 18, p. 1108–1118, 2015.
- STEENWEG, R.; HEBBLEWHITE, M.; WHITTINGTON, J.; LUKACS, P.; MCKELVEY, K. Sampling scales define occupancy and underlying occupancy—abundance relationships in animals. *Ecology*, v. 99, n. 1, p. 172–183, 2018.
- SUGAI, J. L. M. M.; TERRA, J. S.; FERREIRA, V. L. Diet of *Leptodactylus fuscus* (Amphibia: Anura: Leptodactylidae) in the Pantanal of Miranda river, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 12, p. 99-104, 2012.
- TAMME, R.; HIIESALU, I.; LAANISTO, L.; SZAVA-KOVATS, R.; PÄRTEL, M. Environmental heterogeneity, species diversity and co-existence at different spatial scales. *J. Veg. Sci.*, v. 21, p. 796–801, 2010.
- TEIXEIRA, R. L.; FERREIRA, R. B.; SILVA-SOARES, T.; MAGESKI, M. M.; PERTEL, W.; RÖDDER, D.; ENGLER, J. O. Anuran community of a cocoa agroecosystem in southeastern Brazil. *Salamandra*, v. 51, n. 2, p. 1-4, 2015.
- TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K., WICHMANN, M.C., SCHWAGER, M. et al. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.*, v. 31, p. 79– 92, 2004.
- VALDEZ, J. W.; STOCKWELL, M. P.; KLOP-TOKER, K.; CLULOW, S.; CLULOW, J.; MAHONY, M. J. Factors driving the distribution of an endangered amphibian toward an industrial landscape in Australia. *Biological Conservation*, v. 191, p. 520–528. 2015.
- VAN SLUYS, M.; VRCIBRADIC, D.; ALVES, M. A. S.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Ecological parameters of the leaf-litter frog community of an Atlantic

Rainforest area at Ilha Grande, Rio de Janeiro state, Brazil. *Austral Ecology*, v. 32, p. 254–260, 2007.

VASCONCELOS, T. S.; ROSSA-FERES, D. C. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 5, n. 2, p. 137–150, 2005.

VASCONCELOS, T.S.; ROSSA-FERES D.C. Habitat heterogeneity and use of physical and acoustic space in anuran communities in southeastern Brazil. *Phyllomedusa*, v. 7, n.2, p. 127-142, 2008

VASCONCELOS, T.S.; SANTOS T.G.; ROSSA-FERES D.C.; HADDAD, C.F.B.. Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. *Canadian Journal Zoology*, v. 87, p. 699-707, 2009.

VICKERS, D.; HUNTER, J. T.; HAWES, W. Multiple species use of a water-filled tree hollow by vertebrates in dry woodland habitat of northern New South Wales. *Australian Zoologist*, v. 37, n. 2, p. 134-138, 2014.

WANG, Z.; TANG, Z.; FANG, J. The species-energy hypothesis as a mechanism for species richness pattern. *Biodiversity Science*, v. 17, p. 613–624, 2009.

WILSON, M.C.; X.-Y. CHEN, R.T. CORLETT, R.K. DIDHAM, P. DING, R.D. HOLT, M. HOLYOAK, G. HU, A.C. HUGHES, L. JIANG, W.F. LAURANCE, J. LIU, S.L. PIMM, S.K. ROBINSON, S.E. RUSSO, X. SI, D.S. WILCOVE, J. WU, M. YU. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges, *Landscape Ecology*, v. 31, n. 2, p. 219–227, 2016.

YARNELL, S. M. *Quantifying physical habitat heterogeneity in an ecologically meaningful manner: A case study of the habitat preferences of the foothill yellow-legged frog (Rana boylii)*. Landscape Ecology Research Trends. Nova Science Publishers: New York. 2008.

ZIPKIN, E. F.; DEWAN, A.; ROYLE, J. A. Impacts of forest fragmentation on species richness: a hierarchical approach to community modelling. *Journal of Applied Ecology*, v. 46, p. 815-822, 2009.

5 A IMPORTÂNCIA DE DADOS DE PLUVIOSIDADE EM ESCALA FINA PARA REVELAR PADRÕES DE ABUNDÂNCIA DE ANUROS DA MATA ATLÂNTICA

Pereira-Ribeiro, J., Ferreguetti, Á. C., Bergallo, H., & Rocha, C. F. (2020). It's raining today! The importance of fine-scale rainfall data to reveal abundance patterns of Brazilian Atlantic Forest frogs. *Herpetology Notes*, 13, 245-248.

Os anuros são particularmente suscetíveis à dessecação, tanto que sua atividade diária e períodos de reprodução muitas vezes dependem da disponibilidade de água ou de altos níveis de umidade relativa (Duellman e Trueb, 1986). Portanto, a maior parte da atividade dos anuros é de alguma forma afetada por fatores ambientais que podem determinar as taxas de dessecação, como temperatura, precipitação ou umidade relativa do ar (Aichinger, 1987; Duellman e Trueb, 1986; Bertoluci e Rodrigues, 2002). Por exemplo, a maioria dos estudos constatou que a precipitação afeta os padrões anuais de atividade dos anuros, devido a uma relação positiva entre a precipitação acumulada de um determinado mês (precipitação acumulada mensal) e a abundância ou atividade dos anuros (por exemplo, Bertoluci e Rodrigues, 2002; Prado et al., 2005). No entanto, menos atenção foi dedicada à quantidade de chuva caindo apenas durante o período de amostragem (por exemplo, Saenz et al., 2006; Steen et al., 2013; Gomez-Mesa et al., 2017).

A precipitação acumulada mensal não reflete necessariamente a precipitação que ocorre durante o período de amostragem dentro de cada mês particular. Embora os pesquisadores geralmente façam um esforço para coletar dados ambientais, às vezes eles não são capazes de medir a umidade relativa do ar ou a precipitação durante o período exato de amostragem. Como resultado, os dados disponíveis das estações existentes podem ser em uma escala que não mede adequadamente a umidade relativa ou a precipitação no período ou dia exato em que a amostragem de anuros foi realizada.

Em ambientes ou períodos relativamente mais secos, a abundância de anuros tende a ser menor, mas eles podem responder rapidamente à chuva (Boquimpani-Freitas et al., 2007). Portanto, pode-se esperar que a medição da chuva durante a amostragem de anuros forneça uma compreensão mais clara da relação entre a chuva e a atividade dos anuros.

Neste estudo, analisamos a densidade de anuros na comunidade da Reserva Natural Vale, município de Linhares, norte do Espírito Santo, ao longo de um ano. Nosso

objetivo foi avaliar como diferentes medidas de chuva coletadas em diferentes escalas de tempo afetariam os padrões de abundância de anuros ao longo do tempo. Nossa hipótese é que a quantidade de chuva durante a amostragem explicaria melhor a variação geral da abundância de anuros.

5.1 Material e métodos

5.1.1 Coleta e análise de dados

A amostragem de campo foi realizada de junho de 2015 a janeiro de 2017, abrangendo as estações seca (abril a setembro) e chuvosa (outubro a março). Realizamos coletas durante o dia (11h00 às 17h30) e à noite (18h00 às 23h00) com o objetivo de aumentar a probabilidade de detecção de espécies com diferentes períodos de atividade. Utilizamos 21 parcelas de 250 metros de comprimento distribuídas proporcionalmente nos tipos de vegetação de floresta alta, floresta de mussununga e campo nativo (Veja figura 17 no capítulo 3), seguindo o protocolo RAPELD de Magnusson et al. (2005).

Realizamos as amostragens mensalmente, com campanhas de 10 dias por mês, realizando transectos ao longo das parcelas, utilizando o método de busca ativa, com amostragens visuais e auditivas utilizadas para localizar os indivíduos (Crump e Scott, 1994). Inspeccionamos cuidadosamente cada parcela durante cada transecto e registramos e identificamos todos os indivíduos localizados a uma distância aproximada de 5 metros de cada lado da linha central da parcela.

Para estimar a densidade de anuros na área (indivíduos/ha), calculamos as áreas de amostragem das parcelas através do pacote R Devtools (Wickham e Chang, 2016) usando a função “parcelareadev” “que usa o azimute (bússola) e o tamanho do grupo de amostra para processar e calcular áreas de amostragem de parcelas não lineares. Em seguida, calculamos a área total de busca nas parcelas (considerando a soma das áreas de todas as parcelas amostradas / mês) e dividimos o número de indivíduos registrados por mês pela área total. Obtivemos os dados de chuva acumulada mensal (soma do valor total da precipitação do mês) e chuva do período amostral (soma da quantidade de chuva que caiu apenas nos dias do período de amostragem de campo) de cada mês da Estação Meteorológica da RNV (em mm), que está localizada na região oeste da Reserva. A distância média entre as parcelas e a estação meteorológica foi de 10,75 km (1,7 km -

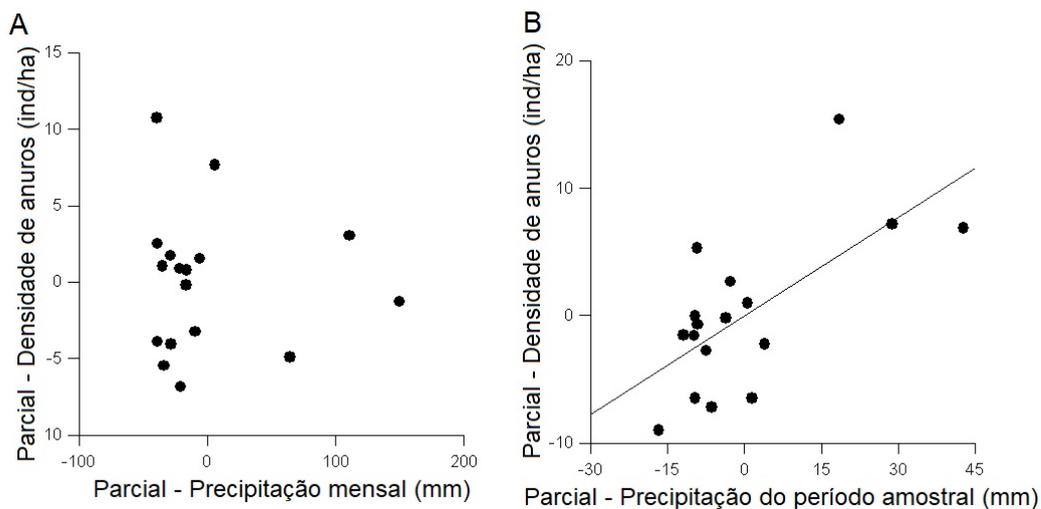
15,6 km). Usamos a análise de regressão múltipla para explorar as relações entre a precipitação do período de amostragem e a precipitação acumulada mensal com a densidade geral de anuros encontrados ativos naquele mês específico. Realizamos a análise no ambiente R versão 3.2.3 (RStudio Team, 2015).

5.2 Resultados e discussão

Registramos 371 indivíduos de anuros pertencentes a seis famílias e 24 espécies. Hylidae foi a família mais representativa, com 13 espécies (*Aparasphenodon brunoi*, *Boana pombali*, *B. semilineata*, *Dendropsophus decipiens*, *Oloolygon argyreornata*, *O. agilis*, *Phyllodytes luteolus*, *Scinax alter*, *S. cuspidatus*, *S. eurydice*, *Scinax sp.1*, *Scinax sp.2.*, e *Trachycephalus mesophaeus*), seguida por Leptodactylidae (5 espécies; *Leptodactylus sp.*, *L. fuscus*, *Physalaemus aguirrei*, *P. crombiei*, *Physalaemus gr. signifer*), Microhylidae (3 espécies; *Chiasmocleis capixaba*, *C. schubarti*, *Dasypops schirchi*), Craugastoridae (1 espécie; *Haddadus binotatus*), Bufonidae (1 espécie; *Rhinella crucifer*) e Odontophrynidae (1 espécie; *Proceratophrys laticeps*).

Encontramos uma relação positiva entre as variáveis de chuva e as densidades gerais (i.e. mensal) dos anuros (Análise de regressão múltipla; $F_{2,14} = 5,673$; $R^2 = 0,448$; $p = 0,016$). No entanto, apenas a chuva do período amostral explicou uma parte adicional ($p = 0,005$) da abundância de anuros após remover o efeito da chuva acumulada mensal ($p = 0,896$) (Figura 26).

Figura 26 - Resultados da análise de regressão múltipla entre (A) densidade de anuros vs. precipitação acumulada mensal e (B) densidade de anuros vs. precipitação do período amostral, na Reserva Natural Vale, município de Linhares, norte do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil.



Fonte: O autor, 2021.

Descobrimos que a chuva acumulada apenas nos dias do período de amostragem é um melhor preditor da abundância de anuros do que a chuva acumulada mensal, o que sugere uma resposta clara dos anuros à quantidade de chuva caindo em um curto período. Tem sido demonstrado que a atividade ou abundância de anuros pode responder imediatamente a um evento de chuva. Um estudo sobre a relação entre atividade de vocalização de anuros e variáveis abióticas nos EUA mostrou que a precipitação de curto prazo (1-2 dias) afetou a atividade de vocalização de algumas espécies de anuros (Saenz et al., 2006). Ao analisar os fatores ambientais que influenciam a fenologia da vocalização dos anuros no sudeste da Bolívia, Schalk e Saenz (2016) mostraram que a maioria das espécies respondeu à quantidade de chuva na noite do evento reprodutivo.

Embora a importância da precipitação mensal acumulada na abundância e riqueza de anuros seja inequívoca devido à sua relação com a atividade reprodutiva das espécies (por exemplo, Kopp e Eterovick, 2006; Kopp et al., 2010), demonstramos aqui que, a chuva caindo em um curto período pode explicar melhor a atividade dos anuros. Reconhecemos que, em nossa área de estudo, isso pode estar relacionado ao período de intensa seca atípica na região e à presença de espécies que apresentam padrão de reprodução explosiva, como *Trachycephalus mesophaeus* (Wells, 1977; Carvalho-e-Silva e Garcia, 2004). Em todo caso, sugerimos fortemente que estudos futuros que visem avaliar o efeito da chuva sobre a atividade ou abundância de anuros levem em consideração variáveis de precipitação em diferentes escalas, sempre que este tipo de dados estiver disponível.

REFERÊNCIAS

AICHINGER, M. Annual activity patterns of anurans in a seasonal neotropical environment. *Oecologia*, v. 71, p. 583-592, 1987.

- BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M. T. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*, v. 23, p.161-167, 2002.
- BOQUIMPANI-FREITAS, L.; MARRA, R.V.; VAN SLUYS M.; ROCHA, C. F. D. Temporal niche of acoustic activity in anurans: interspecific and seasonal variation in a neotropical assemblage from south-eastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*, v. 28, p. 269-276, 2007
- CARVALHO-E-SILVA, S.P.; GARCIA, P. *Trachycephalus mesophaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Accessed on 30 September 2019. 2004.
- CRUMP, M.L.; SCOTT JÚNIOR, N.J. Visual encounter surveys. In: HEYER W.R., DONNELLY M.A, ROY W.M., HAYEK L.C., FOSTER M.S. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Washington, Smithsonian Institution Press. p. 84-92, 1994.
- DUELLMAN, W.E.; TRUEB L. *Biology of amphibians*. McGraw-Hill: New York. 1986.
- GARAY, I.; RIZZINI, M. C. *A Floresta Atlântica de Tabuleiros: Diversidade Funcional da Cobertura Arbórea*. Editora Vozes, Petrópolis, RJ. 2004.
- GOMEZ-MESA, L.; PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A. C.; ALMEIDA-SANTOS, M.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Ecological and reproductive aspects of *Aparasphenodon bruno*i (Anura: Hylidae) in an ombrophilous forest area of the Atlantic rainforest biome, Brazil. *Zoologia*, v. 34, p. 1–8, 2017.
- MAGNUSSON, W.E.; LIMA, A.P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F.R.C.; CASTILHO, C.V.; KINUPP E.V.F. RAPELD: A modification of the Gentry Method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica*, v. 5, p. 1–6, 2005.
- KOPP, K.; ETEROVICK, P. C. Factors influencing spatial and temporal structure of frog assemblages at ponds in southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, v. 40, p. 1813–1830, 2006.
- KOPP, K. A.; SIGNORELLI, L.; BASTOS, R. P. Distribuição temporal e diversidade de modos reprodutivos de anfíbios anuros no Parque Nacional das Emas e entorno, estado de Goiás, Brasil. *Iheringia*, v. 100, p. 192–200, 2010.
- PEIXOTO, A. L.; GENTRY, A. Diversidade e composição florística da Mata de Tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica*, v. 13, p.19–25, 1990.
- PRADO, C. P. A.; UETANABARO, M.; HADDAD, C. F. B. Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brazil. *Amphibia-Reptilia*, v. 26, p. 211-221, 2005.
- RSTUDIO TEAM. *Rstudio: Integrated Development for R*. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com>, 2015.

SAENZ, D.; FITZGERALD, L. A.; BAUM, K. A.; CONNER, R. N. Abiotic correlates of anuran calling phenology: the importance of rain, temperature, and season. *Herpetological Monographs*, v. 20, p. 64–82, 2006.

SCHALK, C. M.; SAENZ, D. Environmental drivers of anuran calling phenology in a seasonal Neotropical ecosystem. *Austral Ecology*, v. 41, p. 16–27, 2016.

STEEN, D. A.; MCCLURE, C. J. W.; GRAHAM, S. P. Relative influence of weather and season on anuran calling activity. *Canadian Journal of Zoology*, v. 91, p. 462-467, 2013.

WELLS, K.D. The social behaviour of anuran amphibians. *Animal Behaviour*, v. 25, p. 666–693, 1977.

WICKHAM, H.; CHANG, W. *devtools: Tools to make developing R packages easier*. R Package version 1.12.0. Available at <https://CRAN.R-project.org/package=devtools>. 2016.

**6 ATÉ QUE PONTO A LOCALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO METEOROLÓGICA
PODE AFETAR OS RESULTADOS EM ESTUDOS ECOLÓGICOS? UM
ESTUDO DE CASO COM ANFÍBIOS NA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA**

Variáveis climáticas obtidas através de estações meteorológicas estacionárias têm sido historicamente utilizadas em estudos ecológicos em todo o mundo. No entanto, essas estações geralmente são escassamente distribuídas e tendem a estar localizadas em áreas abertas de terreno plano sem cobertura vegetal (Terano et al., 2017), que podem não estar localizadas a uma distância adequada do local de estudo e, portanto, não representam adequadamente as condições reais das áreas de amostragem do estudo. Neste contexto, o uso de dados em escalas espaciais mais finas é de fundamental importância para uma compreensão mais confiável dos processos biológicos locais.

Devido à necessidade de obter dados climáticos mais refinados, os ecólogos optam cada vez mais por utilizar pequenos instrumentos que podem ser implantados nas áreas de amostragem do estudo, como sensores portáteis e data loggers, que mensuram diversas variáveis ambientais no campo (por exemplo, Gandra, et al., 2015, Terano et al., 2017). No entanto, nem todos os pesquisadores têm acesso a esses instrumentos, que geralmente têm altos custos, especialmente se estiverem localizados em países com recursos de financiamento limitados para a ciência. Neste caso, os dados das estações meteorológicas estacionárias tendem a ser amplamente utilizados e, por não estarem necessariamente na mesma área do estudo, os ecólogos precisam de mais atenção na representação de seus dados coletados em relação ao local real de estudo, como bem como as condições da estação meteorológica.

Aqui, avaliamos em que medida os dados pluviométricos de quatro estações meteorológicas, localizadas a diferentes distâncias e diferentes posições geográficas da área de amostragem, podem diferentemente influenciar os valores da explicação estatística das abundâncias de anuros em função da precipitação "local" em um remanescente de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. Os anfíbios representam um bom modelo de estudo neste caso porque estão entre os organismos mais sensíveis à dessecação e são diretamente influenciados pela precipitação devido à sua pele permeável e modos reprodutivos associados à água (Duellman e Trueb, 1994).

6.1 Material e métodos

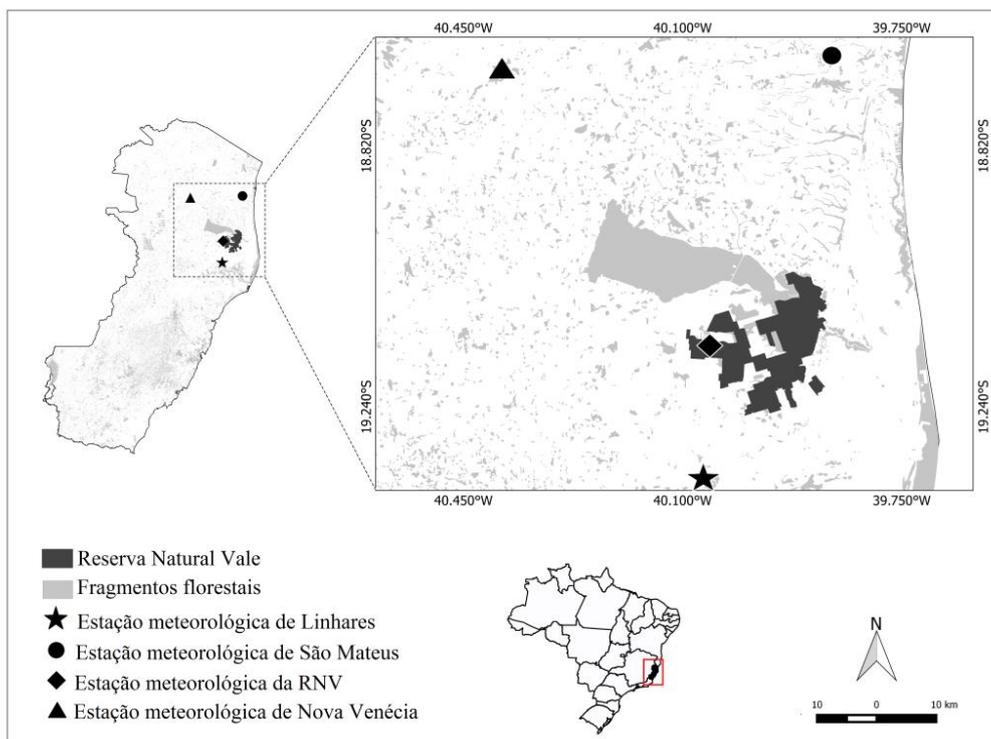
6.1.1 Coleta e análises de dados

Coletamos dados de abundância de anuros por 17 meses, de junho de 2015 a janeiro de 2017, em 21 parcelas de 250 metros de comprimento distribuídas proporcionalmente em três tipos de vegetação da área.

Realizamos transectos ao longo das parcelas em busca de anuros, utilizando o método de busca ativa (Crump e Scott, 1994), simultaneamente por dois observadores. Ao longo de cada transecto, registramos todos os indivíduos de anuros encontrados a aproximadamente 5 metros de cada lado da linha central da parcela.

Obtivemos diariamente dados de precipitação do período do estudo (todos em mm) em quatro estações meteorológicas localizadas em diferentes distâncias da área de amostragem: Estação meteorológica da Reserva Natural Vale (RNV), Estação meteorológica do município de Linhares - A614, Estação meteorológica do município de São Mateus - A616 e Estação meteorológica do município de Nova Venécia - A623 (Figura 1). Os dados de precipitação da RNV foram fornecidos pela própria Reserva e os dados de precipitação dos municípios foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Figura 27. Localização das diferentes estações meteorológicas no Estado do Espírito Santo, Brasil, utilizadas para obtenção de dados de precipitação para este estudo.



Fonte: O autor, 2021.

Para avaliar a relação entre a precipitação medida em cada estação meteorológica (em mm) e dados gerais de abundância de anuros no local do estudo, utilizamos a análise de regressão simples considerando dados acumulados mensais de precipitação no período do trabalho de campo, em cada mês e correspondente densidade de anuros nesse particular mês (ind / ha). Para verificar se havia correlação entre os valores das chuvas entre as estações, foi realizada a análise de correlação de Pearson. Realizamos a análise no ambiente R versão 3.2.3 (RStudio Team, 2015).

6.2 Resultados e discussão

Foram registradas 371 indivíduos de anuros, pertencentes a seis famílias e 24 espécies (*Aparasphenodon brunoi*, *Boana semilineata*, *B. pombali*, *Dendropsophus decipiens*, *Ololygon argyreornata*, *O. agilis*, *Phyllodytes luteolus*, *Scinax alter*, *S. cuspidatus*, *S. eurydice*, *Scinax* sp1., *Scinax* sp2, *Trachycephalus mesophaeus*, *Chiasmocleis capixaba*, *C. schubarti*, *Dasylops schirchi*, *Leptodactylus* sp., *L. fuscus*, *Physalaemus aguirrei*,

Physalaemus crombiei, *Physalaemus gr. signifier*, *Haddadus binotatus*, *Rhinella crucifer* e *Proceratophrys laticeps*)

Encontramos uma relação estatisticamente significativa entre a precipitação e a abundância total de anuros apenas para os dados obtidos da estação meteorológica da Reserva Natural Vale (Tabela 8).

Tabela 8. Distância média entre as estações meteorológicas e os pontos de amostragem e resultados das regressões simples entre os dados de precipitação de cada estação meteorológica e a abundância de anuros na Reserva Natural Vale, Sudeste do Brasil.

Estação Meteorológica	Distância média dos pontos amostrais	R ²	P	Probabilidade de correlação
Reserva Natural Vale	8,45 km	0.447	0.003*	A
Linhares	20,51 km	0.172	0.090	A
São Mateus	58,79 km	0.065	0.342	B
Nova Venécia	65,76 km	0.013	0.696	B

Legenda: Letras diferentes significam que existem diferenças significativas entre os valores de precipitação entre as estações meteorológicas.

Os dados de precipitação mensurados na estação da Reserva Natural Vale explicaram cerca de 45% da abundância geral de anuros na área. Além disso, descobrimos que à medida que a distância da localização da estação meteorológica aumenta, a relação entre a abundância de anuros e a precipitação diminui. Isso provavelmente está relacionado aos diferentes regimes de chuvas de cada localidade. De fato, em um dos primeiros estudos sobre anfíbios na RNV, Bokermann (1966) já havia relatado que os dados pluviométricos de diferentes estações estabelecidas a algumas distâncias da Reserva tinham níveis de chuvas diferentes e não podiam ser aplicados com segurança porque a área da Reserva parecia estar em uma área de transição. Em 1975, a estação meteorológica dentro da RNV foi implementada, o que permitiu aos pesquisadores utilizar os dados que melhor representavam o local de amostragem (por exemplo, Gomez-Mesa, et al. 2017, Pereira-Ribeiro 2020).

Nossos resultados mostraram que a precisão dos dados de precipitação usados nos estudos ecológicos é altamente sensível à escolha sobre quais as estações meteorológicas serão utilizadas para coletar os dados. Portanto, sugerimos que os ecólogos tenham atenção e cautela ao selecionar estações meteorológicas apropriadas (em termos de localização e condições de estabelecimento) a fim de reduzir potencial viés em seus dados. Em outras palavras, é importante verificar se a estação meteorológica em que os

dados meteorológicos serão coletados é realmente a mais próxima ou sob as condições mais próximas para explicar os dados pluviométricos da área estudada (pois nem sempre a estação do município onde o estudo foi realizado é na verdade a que mais se aproxima do local de amostragem), especialmente em áreas que têm diferentes regimes de chuva. Além disso, sugerimos que os pesquisadores conduzam correlações entre as estações para ver se estão refletindo a mesma chuva. Se eles estiverem correlacionados, sugerimos analisar cuidadosamente as condições da estação que é semelhante à área de estudo, como a altitude, por exemplo. Além disso, sugerimos também que órgãos ambientais e gestores de unidades de conservação busquem a implementação de instrumentos que avaliem variáveis climáticas dentro dessas áreas protegidas, considerando a importância que dados coletados em escalas espaciais mais finas representam em estudos ecológicos.

REFERÊNCIAS

BOKERMANN, W.C.A. Notas sobre Hylidae do Espírito Santo (Amphibia, Salientia). *Rev Brasil Biol*, v. 26, n. 1, p. 29-37, 1966.

CRUMP, M. L.; SCOTT, N.J., JR. Visual encounter surveys. In: HEYER, W.R.; DONNELLY, R.W.; MCDIARMID, M.A.; HAYEK, L.A.C.; FOSTER, M.S. (Eds.), *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, EUA. pp. 84–92, 1994.

DUELLMAN, W.E.; TRUEB L. *Biology of amphibians*. McGraw-Hill: New York. 1986.

GANDRA, M.; SEABRA, R.; LIMA, F.P. A low-cost, versatile data logging system for ecological applications. *Limnol Oceanogr-Meth*, v. 13, n. 3, p. 115-126, 2015.

GOMEZ-MESA, L.; PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A. C.; ALMEIDA-SANTOS, M.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Ecological and reproductive aspects of *Aparasphenodon brunoi* (Anura: Hylidae) in an ombrophilous forest area of the Atlantic rainforest biome, Brazil. *Zoologia*, v. 34, p. 1–8, 2017.

PEIXOTO, A.L.; SILVA, I.M.; PEREIRA, O.J.; SIMONELLI, M.; JESUS, R.M.; ROLIM, S.G. Tabuleiro Forests North of the Rio Doce: Their Representation in the Vale do Rio Doce Natural Reserve, Espírito Santo, Brazil. In: THOMAS W.W., BRITTON E.G. *The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil*. Memoirs of the New York Botanical Garden. p. 313–348. 2008.

PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A.C.; BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D. It's raining today! The importance of fine-scale rainfall data to reveal abundance patterns of Brazilian Atlantic Forest frogs. *Herpetology Notes*, v.13, p. 245-248, 2020.

RSTUDIO TEAM. *Rstudio: Integrated Development for R*. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com>, 2015.

TERANDO, A. J.; YOUNGSTEADT, E.; MEINEKE, E.K.; PRADO, S.G. Ad hoc instrumentation methods in ecological studies produce highly biased temperature measurements. *Ecol. Evol.*, v. 7, n. 23, p. 9890-9904, 2017.

**7 AS SECAS SEVERAS PODEM CAUSAR EXTINÇÕES LOCAIS DE ANUROS?
UM TESTE EMPÍRICO EM UM HOTSPOT DE BIODIVERSIDADE**

A mudança climática global é considerada uma das principais ameaças à biodiversidade no século 21 (Brook et al., 2008). Este fenômeno induz mudanças na fenologia das espécies, nas interações ecológicas e nos padrões de distribuição das espécies (por exemplo, Root et al., 2003; Araújo et al., 2004; Parmesan, 2007), levando a mudanças na biodiversidade global. Embora muitos táxons possam ser afetados por mudanças induzidas pelo clima, os anfíbios mostraram ser um dos grupos mais vulneráveis (Parmesan, 2007; Aragón et al., 2010a, b). Isso ocorre porque os anfíbios têm restrições fisiológicas associadas à ectotermia e atributos de história de vida que estão intrinsecamente ligados ao clima (Duellman & Trueb, 1986; Aragón et al., 2010a). Características como pele permeável, baixa capacidade de dispersão e reprodução intrinsecamente ligada à qualidade e disponibilidade da água para a maioria das espécies, bem como padrões de chuva, tornam os anfíbios excelentes organismos modelo para estudar os impactos das mudanças climáticas, devido à sua sensibilidade e respostas rápidas às mudanças ambientais (Hopkins, 2007). Como resultado, foi sugerido que as estratégias de conservação relacionadas às mudanças climáticas deveriam fazer esforços explícitos direcionados aos anfíbios (Aragón et al., 2010a).

Estudos sobre os impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade têm sido desenvolvidos cada vez mais em todo o mundo (por exemplo, Bellard et al., 2012). No entanto, as abordagens utilizadas para avaliar tais impactos têm utilizado principalmente projeções espaciais em grande escala, com base na distribuição de espécies e dados climáticos de repositórios globais com uma resolução espacial relativamente baixa (Carroll et al., 2015). Portanto, estudos empíricos com base em dados reais de ocorrência e abundância e em escalas espaciais menores (ou seja, local e regional) são necessários para testar a magnitude do efeito dessas mudanças e para prever como as espécies responderão às futuras condições climáticas nos locais onde elas ocorrem (Parmesan & Yohe, 2003; Kosanic et al., 2019). Assim, os resultados dos estudos empíricos podem auxiliar no planejamento de ações mais eficazes, que podem mitigar os possíveis impactos das mudanças ambientais em uma determinada região.

Aqui, usamos um conjunto de dados replicados espacialmente de médio prazo (5 anos) para investigar empiricamente os efeitos das mudanças climáticas (em particular, redução da precipitação e aumento da temperatura) nas comunidades de anuros de um

hotspot de biodiversidade, a Mata Atlântica brasileira, que é um dos três hotspots de biodiversidade mais vulneráveis às mudanças climáticas no mundo (Bellard et al., 2014). Nesse sentido, alguns estudos anteriores já previram a extinção de várias espécies de anuros devido à perda de áreas climaticamente adequadas no bioma (Lemes et al., 2014; Loyola et al., 2014; Vasconcelos et al., 2018)

A Reserva Natural Vale (RNV), no norte do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil, é um dos maiores remanescentes do bioma Mata Atlântica e abriga pelo menos 39 espécies de anuros (Almeida & Gasparini, 2014, Capítulo 1). Durante um período de 5 anos de monitoramento de anuros nas florestas desta reserva, dois anos extremamente secos ocorreram em sequência, representando os dois anos mais secos para a região com base em dados históricos. Esta seca inesperada e severa criou uma oportunidade única para investigar o efeito da mudança nos fatores climáticos na comunidade de anuros. Neste estudo, combinamos os resultados do monitoramento da comunidade com a modelagem de ocupação multi-espécies, usando precipitação e temperatura como variáveis de modelo para investigar o efeito potencial da seca incomum na região na riqueza e abundância de espécies de anuros. Objetivamos responder às seguintes questões: i) em que medida a riqueza de espécies de anfíbios está relacionada com os fatores climáticos analisados? ii) considerando que as espécies individuais de anuros têm preferências hidrológicas variadas, como a ocupação das diferentes espécies varia com a precipitação? iii) Com base em medidas da taxa local de extinção de famílias e mudanças na precipitação e temperatura, até que ponto as mudanças nesses fatores climáticos podem ser uma ameaça para os anuros? Com base nas características gerais dos anuros, prevemos que a chuva influenciaria positivamente a riqueza e a ocupação dos anuros, mas com magnitudes diferentes nas diferentes espécies. Além disso, previmos que famílias com espécies que têm requisitos de habitat e de reprodução restritos seriam mais sensíveis às mudanças nos fatores climáticos e, conseqüentemente, poderiam ser mais suscetíveis a extinções locais.

7.1 Material e métodos

7.1.1 Variabilidade climática

Obtivemos dados de precipitação diária de 2010 a 2017 na Estação Meteorológica da RNV, que fica na região oeste da Reserva. Reunimos e somamos os dados diários e calculamos a precipitação média anual para a região a partir desses números. Para completar e visualizar a série histórica de precipitação, obtivemos a precipitação média anual entre 1975 e 2009 a partir dos dados disponíveis em Kierulff et al. (2014), obtidos na mesma estação meteorológica.

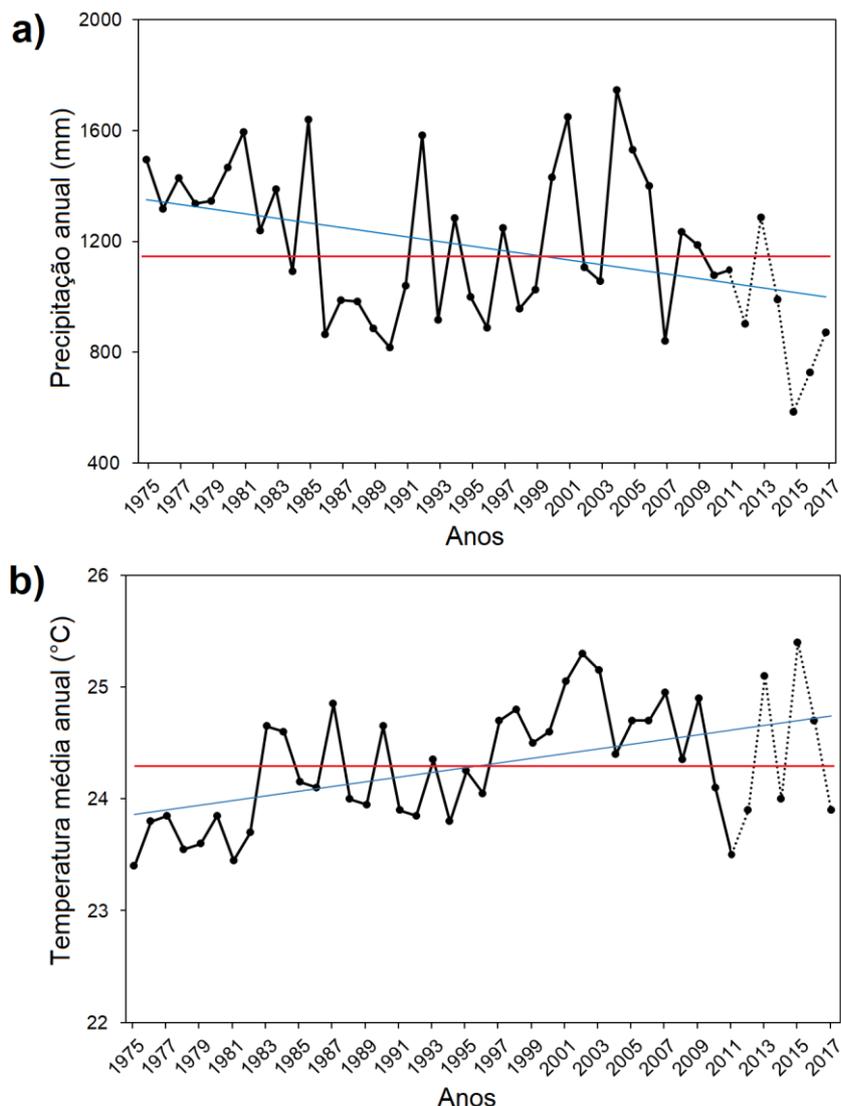
Para gerar a série histórica da temperatura do ar, obtivemos a temperatura média anual entre 1975 e 2011 também a partir dos dados disponíveis em Kierulff et al. (2014). Como os dados de temperatura do ar da área não estavam disponíveis entre 2010 e 2017 na estação meteorológica da RNV, utilizamos os dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia, da estação meteorológica do município de Linhares (INMET, distante aproximadamente 20km das áreas de amostragem), em que a RNV está inserida. Coletamos os dados de temperatura média diária do ar fornecidos pelo INMET e, a partir deles, calculamos a temperatura média anual para a região.

Com base nos dados climáticos da Estação Meteorológica da RNV, a precipitação média anual histórica para a região é de 1175,3 mm, considerando o período de 1975-2017. Os padrões de precipitação anual são geralmente semelhantes, com secas anuais recorrentes começando em 1985, com alguns anos mostrando uma acumulação cerca de 30% menor do que a precipitação média anual histórica (Figura 28a). Nos anos que cobriram o período do presente estudo (ou seja, 2012 a 2017, exceto 2014), a precipitação anual variou substancialmente, com a maior precipitação acumulada em 2012 e 2013 (902,3mm e 1286,6 mm, respectivamente). Por outro lado, 2015 e 2016 foram os anos de menor precipitação acumulada na história da região desde o início do monitoramento meteorológico. Em 2015, o índice pluviométrico anual ficou 50% abaixo da média histórica da região (584,8 mm). Da mesma forma, em 2016 a precipitação anual foi de 726,6 mm, 40% abaixo da média anual histórica. Em 2017, a precipitação total acumulada foi de 871,1 mm.

Com base nos dados de temperatura do RNV e da Estação Meteorológica de Linhares, a temperatura média anual histórica para a região é de 24,3°C, considerando o período 1975-2017. Com o passar dos anos, podemos observar uma tendência de aumento da temperatura na região, embora varie entre os anos (Figura 28b). Nos anos que abrangeram o período do presente estudo, 2013 e 2015 apresentaram os maiores valores de temperatura média, estando 3,3% e 4,5% acima da média histórica (25,1°C e

25,4°C respectivamente). Os anos de 2012 e 2017 apresentaram valores de temperatura abaixo da média anual (23,9°C em ambos). A temperatura média em 2016 foi de 24,7°C.

Figura 28. Variação anual da precipitação em mm (a) e temperatura média em °C (b) de 1975 a 2017 na Reserva Natural Vale, Espírito Santo, Brasil.



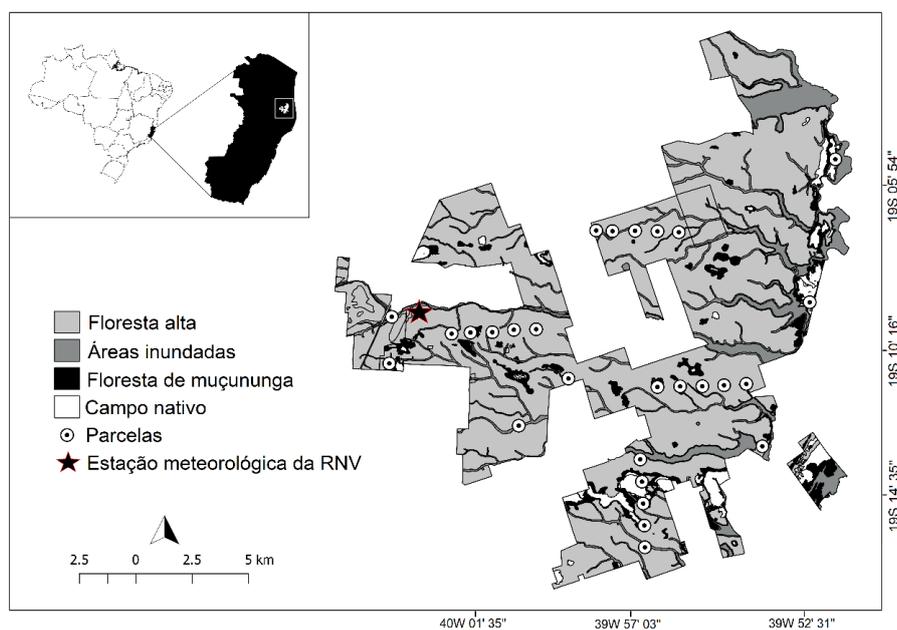
Legenda: A linha azul representa a linha de tendência linear e a linha vermelha representa a precipitação média anual histórica e a temperatura média histórica anual na área (1175,3 mm e 24,3°C respectivamente). A linha tracejada representa o período de amostragem do presente estudo.
Fonte: O autor, 2021.

7.1.2 Amostragens

Coletamos dados ao longo de 5 anos (de 2012 a 2017, exceto 2014 devido a dificuldades logísticas). Coletamos dados em 27 locais de amostragem de acordo com a

metodologia RAPELD (mais detalhes em Pereira-Ribeiro et al., 2020a), cobrindo a faixa dos quatro tipos de vegetação disponíveis na RNV (Figura 29). Registramos dados de detecção/não detecção de espécies de anuros nos 27 locais de amostragem em três visitas durante a estação chuvosa (entre outubro e dezembro) em cada ano. Consideramos cada visita aos locais uma ocasião de amostragem independente, totalizando três ocasiões por ano. Procuramos anuros utilizando o método de busca ativa com amostragem visual e auditiva (Crump & Scott Jr, 1994), simultaneamente pelo mesmo par de dois observadores. Procuramos os anuros à noite, entre 18h e 23h, período de maior atividade das espécies na área (Pereira-Ribeiro et al., 2019). Em cada local, pesquisamos anuros na serapilheira da floresta, árvores, galhos, arbustos, troncos caídos e outros microhabitats. Registramos todas as espécies localizadas visualmente ou detectadas por sua atividade de vocalização.

Figura 29 - Localização da Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil, mostrando os tipos de vegetação presentes na reserva e a localização das 27 parcelas amostrais (círculos).



Fonte: O autor, 2021.

7.1.3 Análise de dados

Para quantificar o efeito do clima sobre os anuros, usamos dados coletados de 2012 a 2017, incluindo os dois anos mais secos da história da região. Nossas análises preliminares indicaram que a temperatura não teve efeito sobre a ocupação dos anuros. Por isso, não incluímos a temperatura nos modelos e seguimos as análises somente com

os dados de precipitação. Assim, combinamos os resultados do monitoramento da comunidade com a modelagem de ocupação multi-espécies, usando a chuva como uma variável de modelo.

Usamos todas as espécies detectadas como nosso pool de espécies e estimamos a riqueza relativa de espécies para cada local, em cada ocasião de amostragem (MacKenzie et al., 2006; Russell et al., 2009; Burton et al., 2012). Seguindo Kéry e Royle (2016), exploramos a relação entre a riqueza estimada de espécies e a precipitação no modelo. Nós investigamos a variação específica da espécie na ocupação de um local sem o efeito da chuva (valores de interceptação), bem como a força da relação entre a precipitação e a ocupação (valores de declive) para cada local. A variável precipitação que utilizamos na análise refere-se ao somatório da precipitação acumulada nas ocasiões de amostragem, em cada mês (doravante, precipitação mensal). Estimamos os valores de interceptação de ocupação para entender a frequência com que uma espécie ocorreu em um local sem o efeito da chuva. De forma contrária, os valores de inclinação estimam a capacidade de resposta de uma espécie de anuro a diferentes valores de precipitação acumulada mensal em um local. Para isso, começamos com um modelo de ocupação dinâmica multiespécies hierárquica modificado (Kéry e Royle, 2008; Zipkin et al., 2009; Broms et al., 2016). O modelo considera as probabilidades de detecção de espécies imperfeitas por meio de levantamentos repetidos (t), ao mesmo tempo que permite a estimativa simultânea das probabilidades de ocupação de espécies individuais a partir de uma distribuição de comunidade compartilhada (Dorazio & Royle, 2005; Kéry & Royle, 2008). Isso permite que modelos de ocupação multi-espécies tomem emprestado força de espécies mais abundantes da comunidade para permitir melhores estimativas de parâmetros para espécies raras ou mais difíceis de detectar. Em seguida, usando um modelo global que combinou preditores da análise anterior, estimamos a relação entre as probabilidades de extinção local das espécies encontradas, agrupadas por família, e com a precipitação acumulada mensal do local de estudo (ou seja, RNV).

Estendemos o modelo de ocupação dinâmica espacialmente explícita (Kéry & Royle, 2008; Zipkin et al., 2009; Broms et al., 2016) para permitir que as probabilidades de extinção e colonização variem no espaço e no tempo em função da chuva. Usamos uma formulação de espaço de estado, com variação nos dados de pesquisa decompostos em um estado ou processo ecológico (aqui, ocupação de anuros ao longo do tempo e espaço) e um processo de observação (Kéry e Royle, 2008). A ocupação inicial é a probabilidade estimada de que as espécies estejam presentes no primeiro ano. As

estimativas de extinção e colonização nos anos seguintes à ocupação inicial descrevem os processos que impulsionam as mudanças no estado do sistema (MacKenzie et al., 2006). Colonização é a probabilidade de que um local desocupado em 1 ano seja ocupado no próximo ano. A estimativa de extinção local é a probabilidade de que um local ocupado (ou seja, quando a espécie estiver presente) em 1 ano ficará desocupado (ou seja, quando a espécie não estiver presente ou não tiver sido detectada) no próximo ano. A inclusão do parâmetro de extinção local nos modelos de ocupação permite estados de ocupação que podem mudar ao longo do tempo via processos de colonização e extinção de forma que pudéssemos verificar a sensibilidade de extinção local para cada família de anuros.

Os modelos foram ajustados em JAGS (Plummer, 2003) por meio do pacote *jagsUI* (Kellner, 2018) no programa R (R Development Core Team, 2016) usando a cadeia de Markov Monte Carlo (MCMC) gerando 3 cadeias paralelas com 25.000 iterações, um período "burn-in" de 5.000 e desbaste de 10. Contabilizamos a probabilidade de detecção imperfeita usando 3 ocasiões de amostragem por ano e registramos todas as detecções de uma espécie em particular com 1 ou 0 para nenhuma detecção. Usamos planos anteriores independentes (não informativos) para os hiperparâmetros de nível de grupo. Avaliamos a convergência usando a estatística Gelman-Rubin com valores $<1,1$ considerados aceitáveis (Gelman & Rubin, 1992).

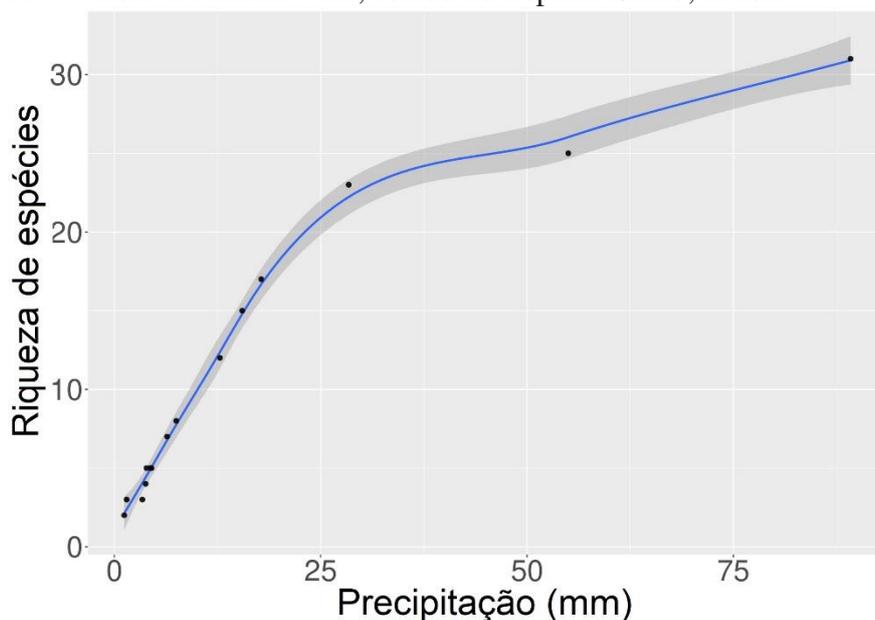
7.2 Resultados

Ao longo de um período de 5 anos, registramos 39 espécies de anuros na área estudada, que são classificadas em 18 gêneros e sete famílias (Apêndice C). A família com maior número de espécies foi Hylidae (21 espécies, 54%), seguida por Leptodactylidae com oito espécies (20%), Microhylidae com quatro espécies (10%) e Bufonidae com três espécies (8%). Para Craugastoridae, Odontophrynidae e Phyllomedusinae, encontramos apenas uma espécie por família.

A riqueza de anuros variou ao longo dos anos amostrados (Apêndice C), sendo 2013 o ano com o maior número de espécies encontradas (36 espécies) e 2016 o ano com o menor número de espécies encontradas (26 espécies).

A precipitação teve um efeito positivo na riqueza de espécies de anuros, conforme estimado a partir do modelo de ocupação multi-espécies (Figura 30).

Figura 30. Relação entre estimativa da riqueza de espécies e precipitação mensal acumulada na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.

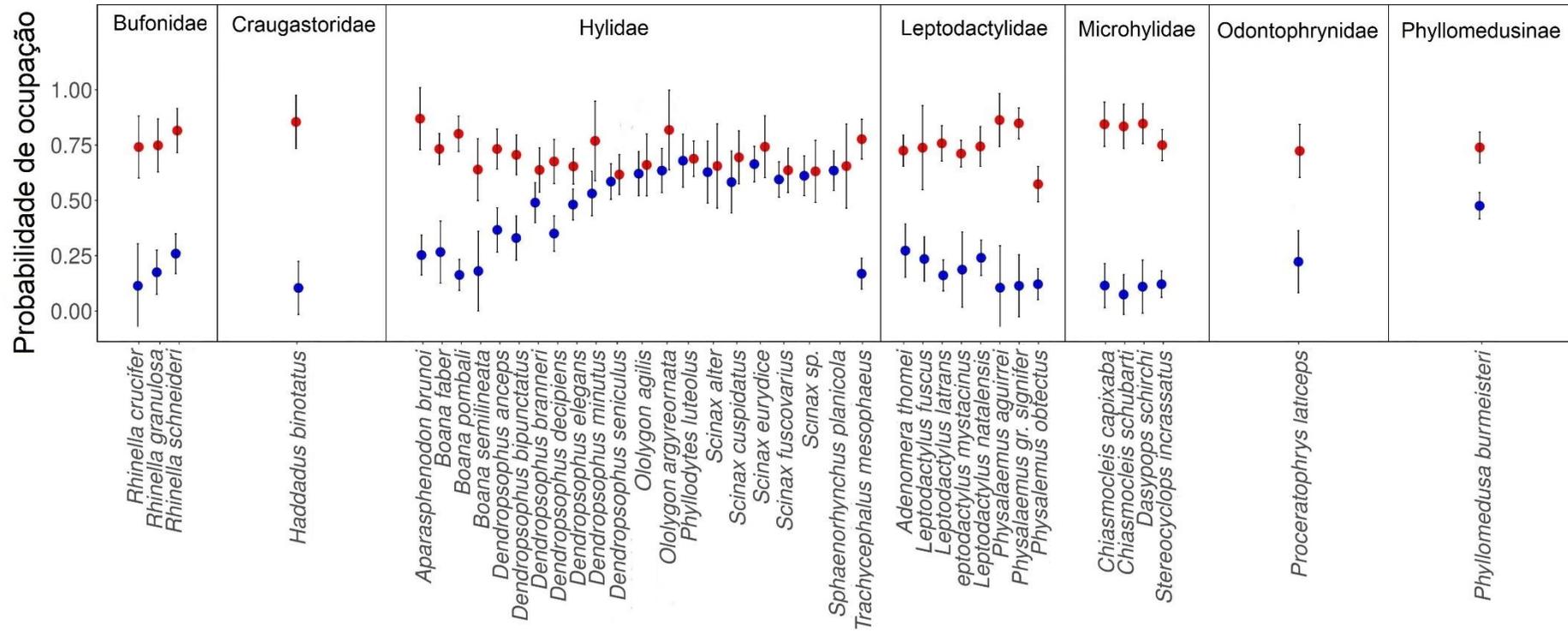


Legenda: Os pontos do gráfico representam as 15 ocasiões de amostragem durante o período de 2012 a 2017.

Fonte: O autor, 2021.

A precipitação também influenciou positivamente a ocupação de todas as espécies de anuros (Figura 31). No entanto, a força da relação entre precipitação e ocupação foi maior para espécies pertencentes às famílias Microhylidae, Leptodactylidae, Bufonidae, Craugastoridae e Odontophrynidae (Figura 31). As espécies dessas famílias apresentaram baixos valores de ocupação no modelo nulo (ou seja, quando a ocupação foi estimada sem o efeito da chuva), quando comparada à estimativa do modelo com o efeito da chuva (para ver a magnitude do efeito com valores beta, consulte a tabela no Apêndice C). Por outro lado, a ocupação da maioria das espécies da família Hylidae não apresentou uma forte relação com a precipitação.

Figura 31 - Variação espécie-específica na ocupação de anuros na Reserva Natural Vale, Espírito Santo, Brasil.

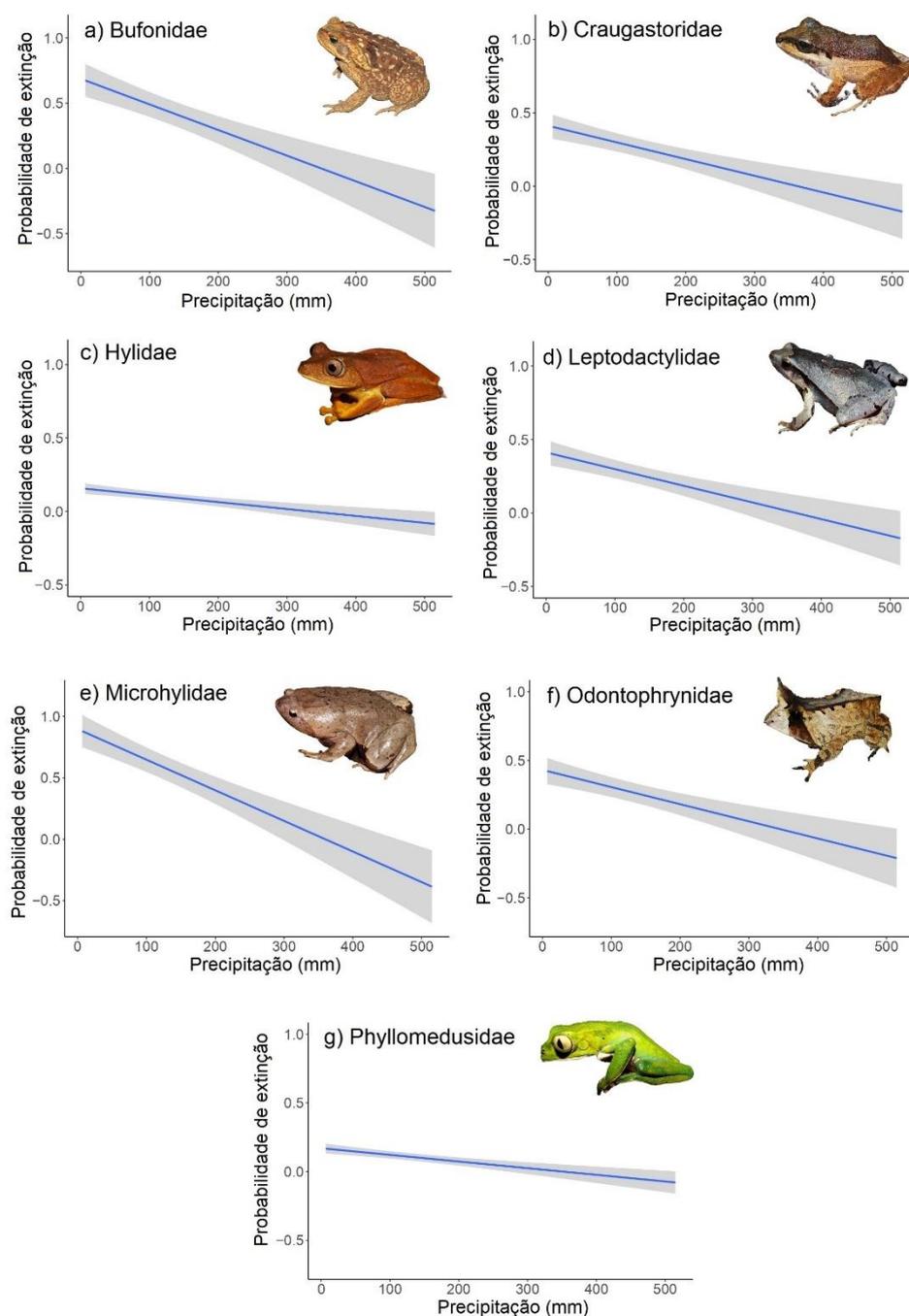


Legenda: Os pontos azuis representam a ocupação média (e os intervalos de confiança de 95% associados) em um local sem o efeito da chuva (valores de interceptação). Os pontos vermelhos representam a força média da relação entre precipitação e ocupação (valores de declive) para cada local.

Fonte: O autor, 2021.

A precipitação influenciou a probabilidade de extinção local de todas as famílias, e os valores de probabilidade de extinção local aumentaram constantemente à medida que a chuva diminuía (Figura 32). A força da relação entre esses dois parâmetros foi maior para a família Microhylidae, chegando perto de 1 com a diminuição das chuvas (Figura 32).

Figura 32. Probabilidade estimada de extinção local em cenários futuros para famílias de anuros em função da precipitação mensal acumulada na Reserva Natural Vale, estado do Espírito Santo, Brasil.



Fonte: O autor, 2021.

7.3 Discussão

Nossos resultados mostraram que a riqueza de espécies de anuros aumentou com o aumento da precipitação acumulada no momento da amostragem, reforçando que a chuva é um importante preditor da riqueza de anuros na Mata Atlântica, não apenas com base na precipitação acumulada mensal (ex. Bertoluci e Rodrigues, 2002; Prado et al., 2005), mas também incluindo a precipitação em uma escala mais fina como a quantidade de chuva em um determinado dia (Pereira-Ribeiro et al., 2020b). Além disso, durante o período de estudo, o ano com a maior precipitação acumulada (2013) foi também o ano com a maior riqueza de espécies de anuros registrada (36 espécies). A relação entre precipitação e riqueza de espécies de anuros era esperada devido às necessidades fisiológicas e reprodutivas do grupo, uma vez que os anuros são altamente dependentes de água e umidade para viver (Duellman e Trueb, 1986). De fato, a chuva foi identificada como o principal fator determinante da riqueza de espécies de anuros em todo o mundo (por exemplo, Williams e Hero, 2001; Qian et al., 2007), inclusive no Brasil (Vasconcelos et al., 2010). Além disso, estudos realizados na mesma área de amostragem do presente estudo (RNV) mostraram que a precipitação é o principal fator climático associado às variações na riqueza e abundância de anuros (Pereira-Ribeiro et al., 2019, 2020a, b). Portanto, nossos resultados confirmam que secas severas podem reduzir a riqueza local de anfíbios.

Demonstramos que a ocupação de todas as espécies de anuros estudadas foi influenciada pelas chuvas. No entanto, nossos resultados sugeriram que diferentes espécies de anuros podem ter respostas diferentes de acordo com sua filogenia, fisiologia e histórias de vida (ou seja, família e hábito). Por exemplo, a precipitação teve um efeito comparativamente menor sobre a ocupação de espécies das famílias Hylidae e Phyllomedusidae, que possuem hábitos arborícolas. Por outro lado, a força da relação entre precipitação e ocupação foi maior em espécies com hábitos terrestres ou criptozóicos (Microhylidae, Leptodactylidae, Bufonidae, Craugastoridae e Odontophrynidae). Isso pode estar relacionado, em parte, às características fisiológicas que estão correlacionadas, até certo ponto, com os hábitos ecológicos da espécie (por exemplo, resistência cutânea à perda de água, tolerância à desidratação e fisiologia reprodutiva). Espécies de anuros arborícolas são conhecidas por terem maior resistência

à perda de água por evaporação e, conseqüentemente, maiores taxas de tolerância à desidratação em comparação com espécies não-arborícolas (Young et al., 2005; Tracy et al., 2014), o que pode favorecer a persistência dessas espécies em épocas de seca.

Outro ponto que pode ter influenciado as diferenças nas respostas das espécies é o padrão de atividade reprodutiva. As espécies de anuros simpátricos podem diferir em relação ao padrão de atividade reprodutiva, apresentando longos períodos de vocalização e acasalamento (ou seja, reprodução prolongada) ou concentrando sua reprodução por curtos períodos de tempo (ou seja, reprodução explosiva) (Wells, 1977; Gottsberger e Gruber 2004; Boquimpani-Freitas et al., 2007; Van Sluys et al., 2012; Ulloa et al. 2019). Os eventos de reprodução explosiva geralmente ocorrem em algumas lagoas efêmeras distribuídas em florestas, e são desencadeados após chuvas torrenciais, com grande acúmulo de água em poucas horas (Wells, 1977; Ulloa et al., 2019). Também pode ocorrer em habitats terrestres nos quais uma certa quantidade de chuva, geralmente acima do nível médio, induz o início do processo reprodutivo de alguns anuros fossoriais como espécies de *Chiasmocleis*, bem como de outros microhilídeos da Mata Atlântica (Nascimento et al., 2020). Como resultado, espera-se que as espécies de anuros com reprodução explosiva sejam mais afetadas pela falta de chuva do que as espécies com reprodução prolongada. Nossos resultados mostraram que a ocupação de espécies que costumam ter um padrão reprodutivo explosivo teve forte relação com as chuvas, como as espécies da família Microhylidae e Bufonidae. Vários estudos têm mostrado a relação entre a atividade de espécies de reprodução explosiva com as chuvas, sendo o acúmulo e a consistência da chuva entre 24 e 72 horas antes do evento reprodutivo um dos principais fatores para explicar a atividade das espécies (ex. Schalk e Saenz, 2016; Ulloa et al., 2019). Por exemplo, é necessária uma quantidade de chuva acima de 50 mm para induzir o início de uma reprodução explosiva de *Chiasmocleis alagoana* (Nascimento et al., 2020). A alta dependência de condições climáticas específicas para eventos de reprodução explosiva, bem como a forte relação entre ocupação e precipitação que estimamos neste estudo, podem indicar uma maior vulnerabilidade dessas espécies às mudanças climáticas, pois as mudanças aumentam a variabilidade das chuvas (Feng et al., 2013), o que pode interferir ou mesmo interromper eventos reprodutivos explosivos.

Nossos resultados identificaram as famílias de anuros Bufonidae, Microhylidae, seguidas pelas famílias Leptodactylidae, Craugastoridae e Odontophrynidae como aquelas potencialmente mais suscetíveis à extinção local em cenários de seca severa e

forneceram previsões sobre as diferenças nas respostas de cada família às mudanças na precipitação acumulada. Estimamos que, seguindo o mesmo padrão dos resultados das estimativas de ocupação, a diminuição das chuvas pode ter o maior impacto na estimativa da taxa de extinção local, principalmente para essas famílias. Os fatores relacionados à história de vida das espécies das famílias acima provavelmente também explicam parcialmente esse resultado. Mudanças no padrão de precipitação local podem aumentar a mortalidade de espécies que possuem características de história de vida que as tornam mais dependentes de condições climáticas específicas (Blaustein et al., 2010). Espécies que vivem em habitats aquáticos efêmeros como brejos e lagoas são especialmente suscetíveis à perda de habitat, pois a mudança nos padrões de chuvas pode reduzir a disponibilidade desses ambientes (Brooks, 2009), afetando diretamente a reprodução e sobrevivência dessas espécies, o que por sua vez, pode resultar no declínio local ou extirpação das populações. Em um estudo realizado durante a seca mais severa já registrada no sul da Austrália, Scheele et al. (2012) mostraram que a seca afetou negativamente a probabilidade de ocupação da Rã-Corroboree do Norte (*Pseudophryne pengilleyi*) e documentou a perda de 42% dos habitats de reprodução da espécie no local. Além disso, as famílias que têm modos reprodutivos mais especializados, como o desenvolvimento direto (neste estudo, espécies da família Craugastoridae), geralmente estão negativamente associadas às mudanças climáticas porque essas espécies têm requisitos estreitos de habitat para reprodução, o que pode tornar eles mais sujeitos à extinção (Haddad e Prado, 2005; Loyola et al. 2014). As espécies que têm desenvolvimento direto no ambiente terrestre precisam de locais úmidos para evitar a desidratação e a dessecação dos ovos, com os juvenis provavelmente incapazes de sobreviver a uma seca extensa (Stewart, 1995).

Embora nossa pesquisa tenha se restringido a uma área da Mata Atlântica brasileira, nossos resultados provavelmente serão aplicáveis a outras regiões. Mudanças no padrão de precipitação já foram identificadas como um fator associado ao declínio e / ou extinção local de diversas populações de anuros em todo o mundo (por exemplo, Crump et al., 1992; Burrowes et al., 2004; Jansen et al., 2009). Nós focamos em apenas um fator climático (chuva), mas um condutor de impacto consistente, mesmo de pequena magnitude, pode conduzir a grandes mudanças em um bioma, desestabilizando comunidades e alterando as interações e persistência das espécies (Parmesan e Yohe, 2003). Além disso, os efeitos das mudanças climáticas sobre os anuros são conhecidos por serem complexos e os declínios geralmente se devem a uma combinação de fatores

(ver Blaustein et al., 2010). As mudanças climáticas também podem atuar como um fator indireto no declínio das populações, alterando a paisagem (por exemplo, diminuindo a disponibilidade de ambientes aquáticos), modificando a vegetação e consequentemente alterando fatores do microclima, como intensidade de luz, intensidade do vento, temperatura do solo e níveis de umidade, acúmulo de serrapilheira, entre outros (Kloeppe et al., 2003; Blaustein et al., 2010). Há evidências de que as mudanças climáticas podem alterar a relação patógeno-hospedeiro por meio de mudanças na precipitação (Blaustein et al. 2010), por exemplo, a infestação do fungo Bd em anfíbios pode aumentar durante um longo período de seca severa (Burrowes et al., 2004; Lampo et al. 2006), embora também possa reduzir a gravidade das epidemias nesses períodos (Kriger 2009). Assim, é improvável que as estimativas regionais de precipitação sejam a única causa do declínio dos anuros, mas podem contribuir diretamente e indiretamente para eles. Neste contexto, estudos que visem investigar o efeito das alterações climáticas nas populações, identificando as espécies mais sensíveis e propondo medidas para mitigar os impactos são urgentes e de fundamental importância.

Nosso estudo destaca a ameaça emergente representada por mudanças nos padrões de precipitação para os anuros. Com as previsões de que a Mata Atlântica pode sofrer aumento de eventos climáticos extremos no futuro, com aumento de temperaturas, enchentes e longos períodos de seca (Marengo et al., 2009), além de redução de locais climáticos adequados para anuros na região costeira do bioma (Lemes et al., 2014; Loyola et al., 2014), há uma necessidade urgente de identificar quais espécies estão em maior risco e alternativas potenciais para mitigar os impactos. Nossas estimativas de extinção local de famílias em relação às chuvas são alarmantes e demonstram o forte impacto que os extremos climáticos podem ter sobre os anuros. Nossos dados mostram que as espécies terrestres são mais vulneráveis à extinção local devido à seca, quando comparadas às espécies arborícolas, assim como as espécies que necessitam de condições específicas para reprodução. Aqui, analisamos apenas o efeito das chuvas na ocupação de anuros e nas taxas de extinção local, mas não podemos excluir a possibilidade de que outros fatores possam ser a causa de futuros declínios ou atuar em conjunto para possíveis extinções locais. Portanto, é importante que seja mantido o monitoramento das variáveis climáticas, bem como o monitoramento da comunidade de anuros da região. Conjuntos de dados de longo prazo da RNV e instituições federais serão cruciais para avaliar o risco de perda de espécies e para projetar medidas de

mitigação futuras. Reunir e analisar diferentes fatores locais e regionais que afetam uma ampla gama de táxons em diferentes cenários futuros, como fizemos para os anuros aqui, é um passo importante para obter uma melhor compreensão das possíveis consequências das mudanças climáticas sobre a biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A. P.; GASPARINI, J. L. R. Anfíbios na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Ciência & Ambiente*, v. 49, p. 211-218, 2014.
- ARAGÓN, P.; RODRÍGUEZ, M. A.; OLALLA-TÁRRAGA, M. A.; LOBO, J. M. 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, 2010a.
- ARAGÓN, P.; LOBO, J. M.; OLALLA-TÁRRAGA, M. A.; RODRÍGUEZ, M. A. The contribution of contemporary climate to ectothermic and endothermic vertebrate distributions in a glacial refuge. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, p. 40-49, 2010.
- ARAÚJO, M. B.; CABEZA M.; THUILLER, W.; HANNAH, L.; WILLIAMS, P. H. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve selection methods. *Global Change Biology*, v. 10, p. 1618–1626, 2004.
- BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M. T. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*, v. 23, p. 161–167, 2002.
- BLAUSTEIN, A. R.; WALLS, S. C.; BANCROFT, B. A.; LAWLER, J. J.; SEARLE, C. L.; GERVASI, S. S. Direct and indirect effects of climate change on amphibian populations. *Diversity*, v. 2, p. 281-313, 2010.
- BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters*, v. 15, p. 365-377, 2012.
- BELLARD, C.; LECLERC, C.; LEROY, B.; BAKKENES, M.; VELOZ, S.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, p. 1376-1386, 2014.
- BOQUIMPANI-FREITAS, L.; MARRA, R.V.; SLUYS, M.V.; ROCHA, C.F.D. Temporal niche of acoustic activity in anurans: inter-specific and seasonal variation in a neotropical assemblage from South-easter Brazil. *Amphibia-Reptilia*, v. 28, p. 269-276, 2007.
- BROMS, K. M.; HOOTEN, M. B. Fitzpatrick, R. M. Model selection and assessment for multi-species occupancy models. *Ecology*, v. 97, p. 1759-1770, 2016.
- BROOK, B.M.; SODHI, N.S.; BRADSHAW, C.J.A. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 23, p. 453–460, 2008.
- BROOKS, R.T. Potential impacts of global climate change on the hydrology and ecology of ephemeral freshwater systems of the forests of the northeastern United States. *Climate Change*, v. 95, p. 469-483, 2009.
- BURROWES, P.A.; JOGLAR, R.L.; GREEN, D.L. Potential causes for amphibian declines in Puerto Rico. *Herpetologica*, v. 60, p. 141–154, 2004.

- BURTON, A.C.; SAM, M.K.; BALANGTAA, C.; BRASHARES, J. S. Hierarchical multi-species modeling of carnivore responses to hunting, habitat and prey in a West African protected area. *PloS One*, v. 7, p. 1-14, 2012.
- CARROLL, C.; LAWLER, J. J.; ROBERTS, D. R.; HAMANN, A. Biotic and climatic velocity identify contrasting areas of vulnerability to climate change. *PloS one*, 10, 1-18, 2015.
- CRUMP, M. L.; HENSLEY, F. R. CLARK, K. L. Apparent decline of the golden toad: underground or extinct? *Copeia*, v. 1992, p. 413-420, 1992.
- CRUMP, M. L.; SCOTT, N.J., JR. Visual encounter surveys. In: HEYER, W.R.; DONNELLY, R.W.; MCDIARMID, M.A.; HAYEK, L.A.C.; FOSTER, M.S. (Eds.), *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, EUA. pp. 84–92, 1994.
- DORAZIO, R. M.; ROYLE, J. A. Estimating size and composition of biological communities by modeling the occurrence of species. *Journal of the American Statistical Association*, v. 100, p. 389-398, 2005.
- DUELLMAN, W.E.; TRUEB L. *Biology of amphibians*. McGraw-Hill: New York. 1986.
- FENG, X.; PORPORATO, A.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. Changes in rainfall seasonality in the tropics. *Nature Climate Change*, v. 3, p. 811- 815, 2013.
- GARAY, I.; RIZZINI, M. C. A. *Floresta Atlântica de Tabuleiros: Diversidade Funcional da Cobertura Arbórea*. Editora Vozes, Petrópolis, RJ. 2004.
- GELMAN, A.; RUBIN, D. B. Inference from iterative simulation using multiple sequences. *Statistical Science*, v. 7, p. 457-472, 1992.
- GOTTSBERGER, B.; GRUBER, E. Temporal partitioning of reproductive activity in a neotropical anuran community. *Journal of Tropical Ecology*, v. 20, p. 271-280, 2004.
- 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, p. 207–217, 2005.
- HOPKINS, W. A. Amphibians as models for studying environmental change. *ILAR journal*, v. 48, p. 270-277, 2007.
- JANSEN, M.; SCHULZE, A.; WERDING, L.; STREIT, B. Effects of extreme drought in the dry season on an anuran community in the Bolivian Chiquitano region. *Salamandra*, v. 45, p. 233-238, 2009.
- KELLNER, K. *jagsUI: A Wrapper Around 'rjags' to Streamline 'JAGS' Analyses*. R package version 1.5.0. <https://CRAN.R-project.org/package=jagsUI>, 2018.
- KÉRY, M.; ROYLE, J. A. *Applied hierarchical modeling in ecology: analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS*. Prelude and static models, vol 1. Elsevier Inc., Amsterdam. 2016.

- KÉRY, M.; ROYLE, J. A. Hierarchical Bayes estimation of species richness and occupancy in spatially replicated surveys. *Journal of Applied Ecology*, v. 45, p. 589-598, 2008.
- KIERULFF, M.C.M., AVELAR, L.H.S., FERREIRA, M.E.S., POVOA, K.F., BÉRNILS, R.S. Reserva Natural Vale: História e aspectos físicos. *Ciência & Ambiente*, v. 49, p. 7-35, 2014.
- KLOEPEL, B.D.; CLINTON, B.D.; VOSE, J.M.; COOPER, A.R. Drought impacts on tree growth and mortality of southern Appalachian forests. In: D. GREENLAND, D. G. GOODIN & R. C. SMITH, R.C. (Eds.). *Climate Variability and Ecosystem Response at Long-Term Ecological Research Sites*. Oxford University Press: New York, NY, USA. p. 43-55, 2003.
- KOSANIC, A.; KAVCIC, I.; VAN KLEUNEN, M.; HARRISON S. Climate change and climate change velocity analysis across Germany. *Scientific Reports*, v. 9, p. 1-8. 2019.
- KRIGER, K.M. Lack of evidence for the drought-linked chytridiomycosis hypothesis. *Journal of Wildlife Diseases*, v. 45, p. 537-541, 2009.
- LAMPO, M.; RODRÍGUEZ-CONTRERAS, A.; LA MARCA, E.; DASZAK, P. A chytridiomycosis epidemic and a severe dry season precede the disappearance of *Atelopus* species from the Venezuelan Andes. *Herpetological Journal*, v. 16, p. 395-402, 2006.
- LEMES, P.; MELO, A. S.; LOYOLA, R. D. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, v. 23, p. 357- 368, 2014.
- LOYOLA, R. D.; LEMES, P.; BRUM, F. T.; PROVETE, D. B.; DUARTE, L. D. Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography*, v. 37, p. 65-72. 2014.
- MACKENZIE, D.I.; NICHOLS, J.; ROYLE, J.; POLLOCK, K.; BAILEY, L.; HINES, J. *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. [s. l]: Elsevier Publishing. 2006.
- MARENGO, J.A.; JONES, R.; ALVES, L.M.; VALVERDE, M.C. Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. *International Journal of Climatology*, v. 29, p. 2241-2255, 2009.
- NASCIMENTO, F. A. C.; VILELA, B.; DUBEUX, M. J. M.; GALDINO, J. Y. A.; ARAÚJO-NETO, J. V.; LEAL, F.; SÁ, R. Reproductive biology and sexual dimorphism of the poorly known frog *Chiasmocleis alagoana* (Microhylidae, Gastrophryninae), with an updated diagnosis for the species. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 55, p. 1-15, 2020.
- PARMESAN, C. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, v. 13, p. 1860-1872. 2007.

- PARMESAN, C., YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, v. 421, p. 37-42, 2003.
- PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A.C.; BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D. Good timing: Evaluating anuran activity and detectability patterns in the Brazilian Atlantic Forest. *Wildlife Research*, v. 46, p. 566–572, 2019.
- PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A.C.; BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D. Changes in the community structure of anurans in the Coastal plain forest, southeastern Brazil. *Ecological Research*, v. 35, p. 540-549, 2020a.
- PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A.C.; BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D. It's raining today! The importance of fine-scale rainfall data to reveal abundance patterns of Brazilian Atlantic Forest frogs. *Herpetology Notes*, v.13, p. 245-248, 2020b.
- PLUMMER, M. JAGS: A Program for Analysis of Bayesian Graphical Models Using Gibbs Sampling. In K. Hornik, F. Leisch, A. Zeileis (Eds.), *Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing*, Vienna, Austria, V. 124, n. 125, p. 10, 2003.
- PRADO, C. P. A.; UETANABARO, M.; HADDAD, C. F. B. Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brazil. *Amphibia-Reptilia*, v. 26, p. 211-221, 2005.
- QIAN, H.; WANG, X.; WANG, S.; LI, Y. Environmental determinants of amphibian and reptile species richness in China. *Ecography*, v. 30, p. 471-482, 2007.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Access in <<http://www.R-project.org>>. 2016
- ROOT, T.L.; PRICE, J.T.; HALL, K.R.; SCHNEIDER, S.H.; ROSENZWEIG, C.; POUNDS, J.A. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, v. 421, p. 57–60, 2003.
- RUSSELL, R.E.; ROYLE, J.A.; SAAB, V.A.; LEHMKUHL, J.F.; BLOCK, W.M.; SAUER, J.R. Modeling the effects of environmental disturbance on wildlife communities: avian responses to prescribed fire. *Ecological Applications*, v. 19, p. 1253-1263, 2009.
- SCHALK, C.M.; SAENZ, D. Environmental drivers of anuran calling phenology in a seasonal Neotropical ecosystem. *Austral Ecology*, v. 41, p. 16–27, 2016.
- SCHEELE, B. C.; DRISCOLL, D. A.; FISCHER, J; HUNTER, D. A. Decline of an endangered amphibian during an extreme climatic event. *Ecosphere*, v. 3, p. 1-15, 2012.
- STEWART, M. M. Climate driven population fluctuations in rain forest frogs. *Journal of Herpetology*, v. 29, p. 437-446, 1995.
- TRACY, C.R.; TIXIER, T.; LE NÖENE, C.; CHRISTIAN, K.A. Field hydration state varies among tropical frog species with different habitat use. *Physiological and Biochemical Zoology*, v. 87, p. 197-202, 2014.

- ULLOA, J.S., AUBIN, T., LLUSIA, D., COURTOIS, E. A., FOUQUET, A., GAUCHER, P., PAVOINE, S.; SUEUR, J. Explosive breeding in tropical anurans: environmental triggers, community composition and acoustic structure. *BMC ecology*, v. 19, p. 1-17, 2019.
- VAN SLUYS, M.; MARRA, R.V.; BOQUIMPANI-FREITAS, L.; ROCHA, C.F.D. Environmental Factors Affecting Calling Behavior of Sympatric Frog Species at an Atlantic Rain Forest Area, Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*, v. 46, p. 41-46, 2012.
- VASCONCELOS, T.S.; NASCIMENTO, B.T.; PRADO, V.H. Expected impacts of climate change threaten the anuran diversity in the Brazilian hotspots. *Ecology and Evolution*, v. 8, p. 7894-7906, 2018.
- VASCONCELOS, T. S.; SANTOS, T. G.; HADDAD, C. F. B.; ROSSA-FERES, D. C. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 26, p. 423–432, 2010.
- WELLS, K.D. The social behaviour of anuran amphibians. *Animal Behaviour*, v. 25, p. 666–693, 1977.
- WILLIAMS, S. E.; HERO, J. M. Multiple determinants of Australian tropical frog biodiversity. *Biological Conservation*, v. 98, p. 1-10, 2001.
- YOUNG, J. E.; CHRISTIAN, K. A.; DONNELLAN, S.; TRACY, C. R.; PARRY, D. Comparative analysis of cutaneous evaporative water loss in frogs demonstrates correlation with ecological habits. *Physiological and Biochemical Zoology*, v. 78, p. 847-856, 2005
- ZIPKIN, E. F.; DEWAN, A.; ROYLE, J. A. Impacts of forest fragmentation on species richness: a hierarchical approach to community modelling. *Journal of Applied Ecology*, v. 46, p. 815-822, 2009.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES PARA A GESTÃO

“...onde há 15 anos encontramos extensas matas virgens existem, hoje, regiões completamente devastadas pelo homem e pelo fogo. Sem medidas que proibam e impeçam, de modo efetivo, tal destruição, teremos dentro de pouco tempo, um deserto espiritosantense; as famosas matas do vale do Rio Doce serão somente recordações históricas.”

(Travassos et al. 1964)

As florestas do norte do Espírito Santo têm um histórico de intenso desmatamento, principalmente por exploração de produtos florestais e pela expansão de áreas agrícolas (Peixoto et al., 2008). Nesse cenário de devastação, o bloco florestal Reserva Natural Vale – Reserva Biológica de Sooretama (RNV-RBS) representa o maior remanescente florestal do estado do Espírito Santo e pode representar um dos últimos refúgios para a conservação de diferentes espécies na região. No período de 2015 a 2018, nós amostramos periodicamente a Reserva Natural Vale, buscando caracterizar a comunidade de anfíbios que ocorre na área e entender os fatores que moldam a estrutura dessa comunidade. Adicionalmente, nós também estudamos outros organismos da herpetofauna (os répteis), embora não seja o foco dos capítulos desta tese. Aqui, nós resumimos o que vimos e aprendemos, e elaboramos recomendações para aumentar o grau e o esforço de conservação da RNV e áreas circunvizinhas e direcionar futuros estudos na região.

Ao longo dos sete capítulos da presente tese, registramos o elevado grau com que a comunidade de anfíbios da RNV é rica em espécies, sendo a maioria delas endêmica da Mata Atlântica. As espécies são, em sua maioria, de hábitos noturnos e se distribuem entre os quatro tipos distintos de vegetação da Reserva, com espécies possuindo ocorrência restrita a apenas algumas das fitofisionomias. Em termos dos fatores que influenciam os anfíbios, mostramos que as diferentes estruturas da vegetação são importantes para a ocupação das espécies. Além disso, constatamos que fatores climáticos como a umidade do ar e a precipitação são cruciais para afetar a abundância, a riqueza e a permanência das espécies de anfíbios na RNV. Com base nos dados resultantes desta tese, bem como nos outros estudos desenvolvidos por nós na RNV, podemos destacar alguns pontos que merecem atenção e que ressaltam a importância da RNV na conservação da biodiversidade do Brasil. Estes pontos serão discutidos a seguir. Em seguida discutimos algumas potenciais ameaças aos anfíbios na área e sugerimos medidas que podem auxiliar no monitoramento e mitigação dessas ameaças.

As diferentes fitofisionomias da Reserva Natural Vale se complementam e maximizam a biodiversidade local

As diferentes formações vegetais presentes na RNV permitem a ocorrência de espécies com os mais diferentes requisitos de habitat e modos reprodutivos. Mostramos no capítulo 1, e também em um estudo recente (Pereira-Ribeiro et al., 2020), que a composição da comunidade de anfíbios difere consistentemente entre os tipos de vegetação. Por exemplo, há espécies que ocorrem exclusivamente em cada fitofisionomia (exceto floresta de muçununga), como *Ololygon agilis* e *Phyllodytes luteolus* nos campos nativos, e espécies da família Microhylidae que ocorrem exclusivamente na floresta de tabuleiro. Isso ocorre devido às características únicas de cada fitofisionomia que favorecem e/ou permitem a ocorrência de determinadas espécies facilitadoras, como a presença de bromélias nos campos nativos, ou pela disponibilidade de ambientes para reprodução nas áreas alagadas e a camada de folhiço densa na floresta alta (veja capítulo 4). Além disso, embora não tenhamos registrado nenhuma espécie exclusiva da floresta de muçununga, este tipo de vegetação funciona como um ecótono entre as demais fitofisionomias, possuindo algumas características que possibilitam a ocorrência de espécies que vivem nesses outros tipos de vegetação. O mesmo ocorre para a comunidade de lagartos na RNV (Pereira-Ribeiro et al., submetido). Considerando isso, o conjunto de fitofisionomias maximizam a biodiversidade local, o que ressalta a importância de conservar o mosaico dos diferentes ambientes da RNV.

A importância da preservação de áreas úmidas da Reserva Natural Vale

As áreas úmidas são de fundamental importância para a biodiversidade local, pois abrigam diferentes organismos terrestres e aquáticos, além de fornecerem alimentos e serem utilizados como sítios de reprodução para algumas espécies (Kingsford et al., 2016). Na RNV, as áreas permanentemente ou sazonalmente inundadas são especialmente importantes para anfíbios que dependem da água para a sua reprodução (Capítulo 4), além de abrigar a maioria das espécies da comunidade, sendo que a maioria (67%) ocorre exclusivamente nesta fitofisionomia. Assim, esses ambientes são fundamentais para a permanência dessas espécies na área. No entanto, a conservação das

áreas úmidas da RNV constitui um desafio. Os cursos d'água presentes na RNV fazem parte da bacia do rio Barra Seca e o interior da Reserva é marcado por diversos córregos florestados, de águas escuras e ácidas, alguns dos quais são perenes (por exemplo, Barra Seca e João Pedro), enquanto outros são intermitentes (Kierulff et al., 2014). No entanto, as nascentes dos córregos e os rios que abastecem a rede hídrica da Reserva (incluindo os rios principais) estão localizadas a montante, em áreas particulares externas à RNV (Vieira, 2016). Isso é preocupante porque os córregos podem estar expostos à degradação, ao represamento por barragens e à poluição por agrotóxicos decorrentes das atividades agrícolas na região, comprometendo a qualidade da água e reduzindo a disponibilidade de água no interior da RNV. Isso pode comprometer seriamente a preservação não só dos anfíbios, mas do conjunto de espécies da flora e fauna que são dependentes da água.

A questão sobre o uso inadequado das águas que abastecem a rede hídrica da REBIO de Sooretama, que possui o mesmo problema que a RNV (isto é, na REBIO, a maioria das nascentes dos cursos d'água estão fora da área protegida), já foi abordada por Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro (2014). Os autores ressaltaram a vulnerabilidade dos córregos no interior da floresta, lembrando de um evento onde houve um rompimento de uma barragem de captação de água a montante da reserva, que afetou os diferentes micro-ambientes, e conseqüentemente, os organismos que ocupavam estes locais no interior da floresta (Sarmiento-Soares e Martins-Pinheiro, 2014). Assim, impactos como esse relatado, também podem ocorrer nos córregos no interior da RNV. Dessa forma, é necessária e urgente uma avaliação criteriosa das áreas onde as nascentes dos córregos e rios estão localizadas, com a intensificação de ações visando sua proteção e conservação, pois constituem áreas de APP de acordo com a legislação vigente, bem como as áreas onde os cursos d'água percorrem fora da Reserva. Além disso, é necessário o monitoramento da qualidade da água desses córregos, bem como ações de reflorestamento de áreas degradadas ao longo do percurso desses corpos d'água. Outras recomendações para as áreas úmidas da RNV serão fornecidas no final do presente texto.

Reserva Natural Vale: um refúgio para as espécies ameaçadas, com distribuição restrita e com requisitos específicos de habitat

Diferentes estudos mostram que a RNV constitui um importante refúgio para espécies endêmicas, ameaçadas, ou espécies que, por ter requisitos de habitat muito

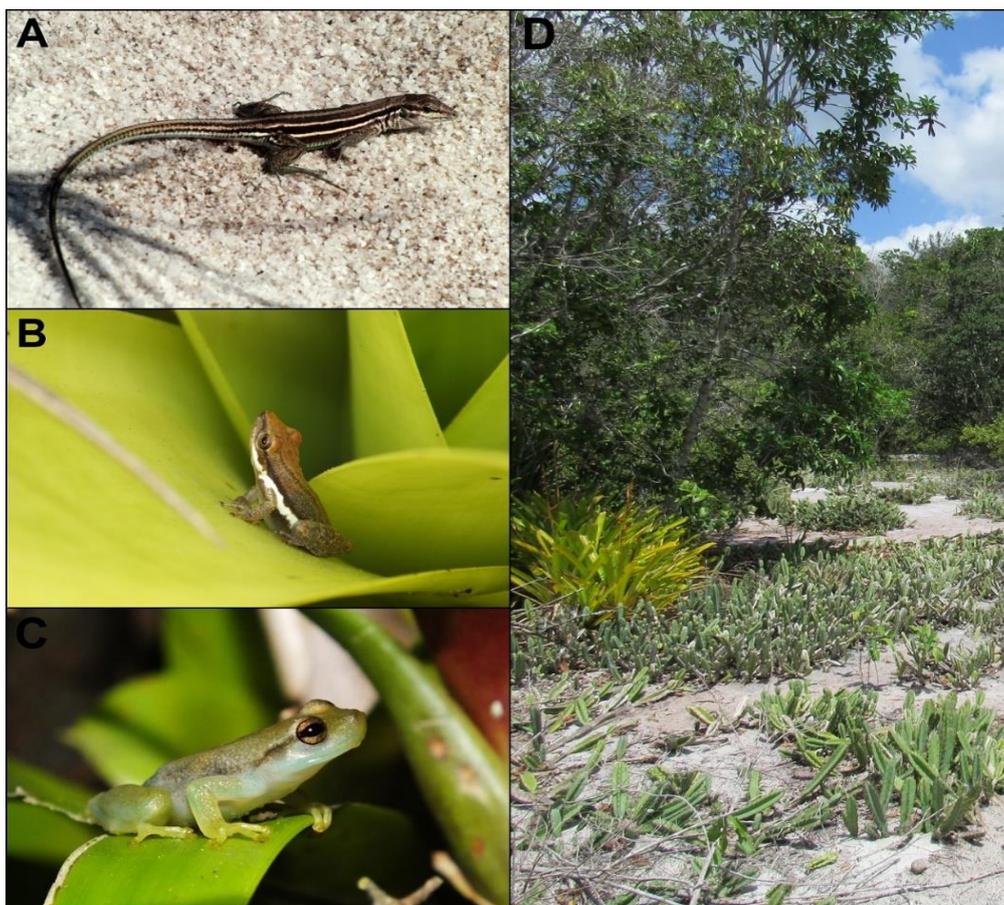
específicos, ficaram restritas a poucos fragmentos que mantêm as condições necessárias para a sua ocorrência (Rolim et al., 2016). Como exemplo, podemos citar os mamíferos como a onça pintada (*Panthera onca*) e a anta (*Tapirus terrestris*), ou as aves como o Gavião-real (*Harpia harpyja*) e o Mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*), além de numerosas espécies de plantas (veja Rolim et al., 2016). Para as espécies da herpetofauna não é diferente. Em um estudo recentemente publicado, nós mostramos que a RNV abriga a maior população estimada do lagarto ameaçado *Ameivula nativo* até o momento (Pereira-Ribeiro et al. 2020b).

Ameivula nativo (Figura 33^a) é uma espécie de lagarto endêmica, diurna e vive nas restingas e campos nativos do bioma Mata Atlântica, nos estados da Bahia e Espírito Santo (Rocha et al. 1997; Menezes e Rocha 2013). Essa espécie foi descrita em 1997 a partir de exemplares coletados na área denominada “nativo do Paraju”, na RNV, e por isso recebeu o epíteto específico “nativo” em seu nome científico (Rocha et al., 1997). O status de conservação desta espécie é atualmente classificado como Ameaçada, nas listas federal e estadual de fauna ameaçada de extinção, devido à sua distribuição bastante restrita, à redução de suas populações e à intensa degradação do seu habitat ao longo de sua área de distribuição (ICMBio/MMA, 2018; Fraga et al., 2019). Com base nos dados coletados nas quatro principais áreas de campo nativo da RNV, nós descobrimos que a densidade geral estimada para *A. nativo* na RNV foi de $11,03 \pm 2,07$ indivíduos/ha com um tamanho populacional estimado de 7.258 ± 1.365 indivíduos para a área. Isso representa uma densidade cerca de 50% maior do que encontrado na restinga de Guriri-ES, que representava o local com maior densidade estimada para a espécie antes deste estudo ($5,8$ ind/ha, Menezes e Rocha, 2013). A densidade de *A. nativo* varia de acordo com o grau de mudança ambiental, geralmente apresentando densidades menores em áreas sob maior grau de degradação de habitat (Menezes e Rocha, 2013). Assim, a elevada densidade desta espécie na RNV pode ser indicativo de um habitat comparativamente melhor para *A. nativo*. Isso ressalta a importância de que sejam protegidas as áreas de campo nativo da região porque as populações de *A. nativo* estão diminuindo ao longo de sua distribuição.

Também nos campos nativos, as bromélias são estratégicas e importantes para a ocorrência de espécies de anfíbios que têm sua ecologia relacionada com essas plantas, como por exemplo *Ololygon agilis* e *Phyllodytes luteolus* (Figura 33), como mostramos no capítulo 4. Essas espécies são geralmente encontradas em ecossistema de restinga e campos nativos e, embora estejam listadas como menos preocupante na lista vermelha da

IUCN, seus habitats associados estão sob severas ameaças (Rocha et al., 2007), via desmatamento, o que causa incertezas sobre a conservação destas espécies no futuro. Os campos nativos da RNV estão localizados em propriedade privada, com sistema de segurança sistemático, e estão consideravelmente distantes das praias (em média de 15 km). Isso pode contribuir para a conservação das áreas, constituindo um refúgio para essas espécies dada a intensa degradação das outras áreas onde elas ocorrem.

Figura 33 - Exemplos de espécies que vivem restritas nos campos nativos da Reserva Natural Vale, norte do Espírito Santo, Brasil.



Legenda: A = *Ameivula nativo*, B = *Ololygon agilis*, C = *Phyllodytes luteolus*, D = Área de campo nativo.
Fonte: O autor, 2021.

A RNV também constitui refúgio para outras espécies que atualmente apenas conseguem manter populações em grandes remanescentes e que desapareceram de fragmentos menores, como o Jabuti-tinga (ou Jabuti-amarelo, *Chelonoidis denticulatus*) e o Jabuti-piranga (ou Jabuti-vermelho, *C. carbonarius*). Ao longo dos séculos, as alterações da paisagem com a remoção de grandes áreas florestais, principalmente na Mata Atlântica, juntamente com a intensa remoção de jabutis para consumo como

alimento, têm extirpado as populações dessas duas espécies de muitas áreas de sua ocorrência original e, atualmente, essas espécies parecem sobreviver apenas em grandes remanescentes florestais. Por exemplo, no bioma Mata Atlântica, essas espécies são atualmente conhecidas por ocorrerem em grandes remanescentes como na RNV com seus 23.500 ha de área (Rocha, 1998; Bérnils et al., 2014) e na Reserva Biológica de Sooretama (27.800 ha de área), no estado do Espírito Santo e na Estação Veracruz (6.060 ha), que é contígua aos 1.145 hectares da reserva Pau Brasil da CEPLAC, nos municípios de Santa Cruz de Cabrália e Porto Seguro no estado da Bahia. Com base nos dados coletados por nós durante as amostragens ao longo dos anos, pudemos observar que a RNV abriga uma população aparentemente abundante das duas espécies de jabutis, porém estão estritamente relacionadas à fitofisionomia de floresta alta, tendo maior detectabilidade em áreas florestais mais densas e em dias chuvosos (Pereira-Ribeiro et al. em preparação). Assim, nós reiteramos a importância da RNV para a conservação e manutenção das populações de espécies ameaçadas, endêmicas e sensíveis às alterações do ambiente.

Figura 34 – Exemplos de espécies que ocorrem na Reserva Natural Vale e são encontradas atualmente somente em grandes remanescentes florestais na Mata Atlântica.



Legenda: A = Caracterização da Floresta alta, B = *Chelonoidis denticulatus*, C = *Chelonoidis carbonarius*.

Fonte: O autor, 2021.

O potencial da Reserva Natural Vale para descoberta de espécies ainda não descritas pela Ciência

O Brasil é considerado o maior celeiro de animais ainda desconhecidos no planeta (Moura e Jetz, 2021). Estima-se que, entre os vertebrados ainda não catalogados, as futuras descobertas serão em sua maioria de répteis e anfíbios (48% e 30% respectivamente, Moura e Jetz, 2021; Pimm et al., 2010). A RNV possui um extenso histórico de descobertas de animais e plantas, pois foi, por muitos anos, o destino de expedições de coleta por diferentes naturalistas e taxonomistas, principalmente entre as décadas de 80 e 90 (Kierulff et al., 2014). Porém, as coletas realizadas no passado pelos pesquisadores foram pontuais e considerando que a RNV é um dos últimos remanescentes da Floresta do Tabuleiro no norte do Espírito Santo, acreditamos que a área tenha elevado

potencial para a descoberta de espécies de anfíbios e répteis não ainda conhecidas pela Ciência. Em nosso monitoramento da comunidade de anfíbios, nós encontramos indivíduos que, pelas suas características, não foi possível atribuir com segurança sua identidade taxonômica no nível específico como *Scinax* sp. e *Physalaemus* gr. *signifer* (veja capítulo 1 para fotos das espécies), sugerindo que podem ser espécies ainda não conhecidas. No entanto, o baixo número de indivíduos encontrados ainda impede uma análise mais aprofundada de sua taxonomia. Portanto, é necessário continuar o monitoramento, principalmente em áreas com esforço insuficiente de amostragem na Reserva (ou seja, distantes das estradas principais) para obter dados adicionais sobre essas espécies.

Possíveis ameaças à herpetofauna na Reserva Natural Vale

Com base nos nossos resultados, podemos concluir que a maior ameaça à herpetofauna na RNV, principalmente os anfíbios, é a falta de ambientes úmidos dentro da Reserva, ocasionado pela diminuição drástica de chuvas na região e possivelmente pelo represamento dos córregos a montante do bloco florestal. Nós mostramos nos capítulos 5 e 6 a importância da pluviosidade na abundância dos anfíbios e descobrimos no capítulo 7 que a diminuição das chuvas pode causar a extinção local de muitas espécies (extirpação), ou até mesmo de famílias, em um cenário de seca prolongada.

Embora nós não tenhamos o controle sobre as condições do tempo, algumas ações podem ser realizadas para mitigar o impacto da diminuição da disponibilidade de água no interior da Reserva. No período da seca atípica na região estudada, constatamos um aumento no número de construções e registro de barragens na região (informação cedida pela Agência Estadual de Recursos Hídricos), além das barragens construídas de forma irregular que não são documentadas. Como as nascentes dos córregos localizam-se fora do perímetro da Reserva Natural Vale, o aumento dessas barragens pode ter afetado o abastecimento da rede fluvial na RNV. Além disso, houve um aumento também na construção de poços artesianos para captação de água subterrânea (informação cedida pela Agência Estadual de Recursos Hídricos, porém os dados não estão disponíveis), o que pode ter causado uma depleção no sistema aquífero. Nós hipotetizamos que com o comprometimento do abastecimento da rede fluvial, e principalmente com a diminuição do lençol freático, mesmo com o acumulado padrão de precipitação (como o ano de

2017), ainda assim não foi suficiente para formar lagoas temporárias (observação pessoal), afetando diretamente a reprodução das espécies, especialmente aquelas que têm reprodução explosiva. Embora não tenhamos dados para comprovar essa hipótese, nós acreditamos que os fatores antrópicos podem ter estendido o tempo de seca e aumentado o tempo de recuperação dos ambientes. Dessa forma, é fundamental a regularização e fiscalização periódica dessas fontes de captação de água pelo órgão regularizador responsável. Adicionalmente, é recomendável que sejam realizados estudos de longo prazo e com abordagens multidisciplinares integrando a gestão da área protegida e os órgãos ambientais para um melhor entendimento e avaliação do impacto do uso inadequado das águas na região.

Outra ameaça constante que identificamos é a caça furtiva. Em 2018, nós mostramos o forte efeito negativo da intensidade de caça furtiva na população do lagarto Teiú (*Salvator merianae*) na RNV (Ferregueti et al., 2018). Para os anfíbios, a caça aparentemente não exerce um impacto direto, no entanto, a presença de caçadores muitas vezes impede a realização da amostragem. Na RNV, é conhecido que os caçadores utilizam as bordas e os recursos hídricos para ter acesso à área da Reserva (Ferregueti et al., 2018b). De fato, durante o nosso monitoramento, tivemos muitos encontros com caçadores nos poucos córregos que ainda mantinham água e, por critérios de segurança, decidimos não realizar as amostragens nessas áreas nas noites em que ocorreram os encontros. Isso preocupa porque, como já mostramos, as áreas úmidas da RNV abrigam a maior parte da riqueza de anfíbios do local e é crucial o monitoramento constante nessas áreas. Portanto, seria importante intensificar a fiscalização das atividades de caça furtiva nas áreas úmidas da RNV.

Identificamos outros fatores que podem constituir possíveis ameaças à herpetofauna e ao ambiente em geral, como presença de cachorros domésticos e de gado, principalmente no campo nativo conhecido como “nativo da Paraju”. Porém, são necessários mais estudos para avaliar o impacto desses animais na Reserva.

O papel da Reserva Natural Vale na conservação da biodiversidade e recomendações para a gestão

A RNV desempenha um papel importante na conservação da biodiversidade da Mata Atlântica. Com 23.500 hectares de área preservada e protegida, apresenta um

mosaico de habitats que abriga uma elevada diversidade de espécies da fauna e da flora, entre as quais muitas delas estão ameaçadas e desaparecidas de remanescentes que foram reduzidos a pequenas manchas de floresta. Com uma política de sustentabilidade bem definida e de acesso público por meio de relatórios anuais, a RNV já desempenha ações e práticas que abordam a maioria das ameaças citadas acima. Por exemplo, desde 1978 a RNV desenvolve um trabalho de proteção ecossistêmica, que consiste em ações de prevenção no combate às ameaças como a caça ilegal e os incêndios florestais, por meio de uma equipe de vigilância ambiental especializada (Kierulff et al., 2014). Recentemente, frente às consequências da crise hídrica na região relatada no capítulo 7, a RNV desenvolveu um projeto para realizar ações de recuperação ecológica com vegetação nativa ao longo da microbacia do rio Pau Atravessado para proteger as nascentes e as matas ciliares da região (Relatório de atividades da RNV, 2017). Assim, uma recomendação nossa essencial é garantir a continuação e ampliação do trabalho já desenvolvido com excelência pela RNV. A ampliação do projeto de restauração florestal para os outros rios que abastecem a rede fluvial da RNV (isto é, além do rio Pau Atravessado), é especialmente importante para a conservação dos anfíbios e das áreas úmidas no interior da floresta. Adicionalmente é importante realizar um monitoramento constante da qualidade da água dos córregos dentro da RNV, bem como dos organismos que vivem associados às essas áreas. Este monitoramento pode ser um indicativo do sucesso do projeto de restauração, bem como pode permitir avaliar se há impactos relacionados ao uso de defensivos agrícolas nas propriedades no entorno da RNV. Também, com base na legislação vigente e adequações (ver o Código Florestal e as leis afins - Lei 12.651, de 25 de maio de 2012 e Lei 12.727, de 17 de outubro de 2012), que protege as nascentes, os córregos, rios, matas de galeria e demais APPs, agir junto ao Ministério Público para garantir a manutenção da qualidade das nascentes e córregos localizados em áreas de propriedades antes de suas águas adentrarem a RNV. Por fim, recomendamos a extensão do monitoramento da herpetofauna, em todas as diferentes formações vegetais da Reserva. Com o monitoramento contínuo, será possível identificar tendências em aspectos-chave da biodiversidade que só podem ser observados com dados coletados no longo prazo, como mudanças populacionais e em possíveis processos de declínios identificados. Além disso, é necessário apoio institucional para a realização de pesquisas na Reserva. A RNV possui uma excelente estrutura de alojamentos e laboratórios que podem ser utilizados por pesquisadores. Porém, diante da crise da Ciência que assola o Brasil nos últimos anos, a maioria dos laboratórios das universidades

não tem recursos suficientes para cobrir os custos da logística de campo, como hospedagem e alimentação na Reserva. Assim, sugerimos que sejam feitos convênios entre a RNV e instituições que desenvolvem pesquisas na área de forma a promover uma redução dos custos financeiros relacionados à pesquisa de campo, fomentando a produção de mais e melhores resultados em termos de conservação.

REFERÊNCIAS

BÉRNILS, R. S.; ALMEIDA, A. D. P.; GASPARINI, J. L.; SRBEK-ARAÚJO, A. C.; ROCHA, C. F. D.; RODRIGUES, M. T. Répteis na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Ciência e Ambiente*, v. 49, p. 193-210, 2014.

FERREGUETTI, Á. C.; PEREIRA-RIBEIRO, J.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Abundance, density and activity of *Salvator merianae* (Reptilia: Teiidae) and the effect of poaching on the site occupancy by the lizard in an Atlantic Forest Reserve, Brazil. *Austral Ecology*, v. 43, n. 6, p. 663-671, 2018a.

FERREGUETTI, Á. C.; PEREIRA-RIBEIRO, J.; PREVEDELLO, J. A.; TOMÁS, W. M.; ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G. One step ahead to predict potential poaching hotspots: Modeling occupancy and detectability of poachers in a neotropical rainforest. *Biological Conservation*, v. 227, p. 133-140, 2018b.

FRAGA, C. N.; FORMIGONI, M.H.; CHAVES, F.G. *Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo*. Instituto Nacional da Mata Atlântica, Santa Teresa, ES. 2019.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE / MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (ICMBIO/MMA). *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. ICMBio, Brasília, Brasil, 2018.

KIERULFF, M.C.M.; AVELAR, L.H.S.; FERREIRA, M.E.S; POVOA, K.F.; BÉRNILS, R.S. Reserva Natural Vale: História e aspectos físicos. *Ciência & Ambiente*, v. 49, p. 7-35, 2014.

KINGSFORD, R. T.; BASSET, A.; JACKSON, L. Wetlands: conservation's poor cousins. *Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 26, n. 5, p. 892-916, 2016.

MENEZES, V. A.; ROCHA, C. F. D. Geographic distribution, population densities, and issues on conservation of whiptail lizards in restinga habitats along the eastern coast of Brazil. *North-West Journal of Zoology*, v. 9, p. 337-344, 2013

MOURA, M. R.; JETZ, W. Shortfalls and opportunities in terrestrial vertebrate species discovery. *Nature Ecology & Evolution*, 1-9. 2021.

PEIXOTO, A. L.; SILVA, I. M.; PEREIRA, O. J.; SIMONELLI, M.; JESUS, R. M.; ROLIM, S. G. Tabuleiro forests north of the Rio Doce: Their representation in the Vale do Rio Doce natural reserve, Espírito Santo, Brazil. In: W. W. THOMAS. *The Atlantic coastal Forest of Northeastern Brazil*. Memoirs of the New York Botanical Garden, New York. p. 313–348. 2008.

PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A.C.; BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D. Changes in the community structure of anurans in the Coastal plain forest, southeastern Brazil. *Ecological Research*, v. 35, p. 540-549, 2020a.

PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A. C.; BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D. Density, population size, and habitat use by *Ameivula nativo* (Teiidae) in a remnant of Atlantic Forest in Brazil. *Herpetological Conservation and Biology*, v. 15, n. 3, p. 558-566, 2020.

PIMM, S. L.; JENKINS, C. N.; JOPPA L. N.; ROBERTSV, D. L.; RUSSE, G. J. How Many Endangered Species Remain to Be Discovered in Brazil? *Natureza & Conservação*, v. 8, n. 1, p. 71-77, 2010.

ROCHA, C. F. D. Composição e Organização da Comunidade de Répteis da Área de Mata Atlântica da Região de Linhares, Espírito Santo In: *Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia*. São Carlos - SP, 1998. v. 2, p. 869-881, 1998.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; PECCININI-SEALE, D. Evidence of an unisexual population of the Brazilian whiptail lizard genus *Cnemidophorus* (Teiidae), with description of a new species. *Herpetologica*, v. 53, p. 374-352, 1997.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M. A. S.; JAMEL C. E. The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology*, v. 67, p. 263–273, 2007.

ROLIM, S. G.; MENEZES, L. D.; SRBEK-ARAÚJO, A. C. *Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale*. Belo Horizonte. 496p. 2016.

SARMENTO-SOARES, L. M., & MARTINS-PINHEIRO, R. F. (2014). Uso inadequado das águas: a grande ameaça a sobrevivência das UCs na Mata Atlântica: o caso da REBIO Sooretama-ES. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 110, 16-18.

TRAVASSOS, L.; FREITAS, J. F. T.; MENDONÇA, J. M. Relatório da excursão do Instituto Oswaldo Cruz ao Parque de Reserva e Refúgio Soóretama, no Estado do Espírito Santo, em outubro de 1963. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, v. 23, p. 1-26. 1964.

VIEIRA, F. A Reserva Natural Vale: Um refúgio para a conservação dos peixes da bacia do rio Barra Seca/ES. In: ROLIM, S. G.; MENEZES, L. D.; SRBEK-ARAÚJO, A. C. (eds.). *Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale*. Belo Horizonte. p. 367-376, 2016.

APÊNDICE A – Material suplementar (capítulo 2)

Tabela 9. Lista completa de fatores abióticos que influenciam a detecção de anuros e artigos que testaram os respectivos fatores.

Variável	Estudos em que o fator influenciou a detectabilidade de anuros	Estudos que testaram, mas o fator não influenciou a detectabilidade de anuros
Temperatura do ar	MacKenzie et al. 2002; Weir et al. 2005; Schmidt & Pellet 2005; Pellet & Schmidt 2005; Mazerolle et al. 2005; Sung et al. 2006; Gooch et al. 2006; Brander et al. 2007; Sewell & Griffiths 2010; Cook et al. 2011; Roloff et al. 2011; Dostine et al. 2013; Lehtinen & Witter 2014; Harings & Boeing 2014; Smith et al 2014; Murray et al. 2015; Barrett et al. 2016; Friedman et al. 2016; Johnson et al. 2016; Gustafon & Newman 2016; Strain et al. 2016; Rivera & Folt 2018; Alvarez et al. 2019; Cassel et al. 2019; Swanson et al. 2019; Asad et al. 2020; Ngo et al. 2020; Pereira-Ribeiro et al. 2020	Kroll et al. 2008; Popescu & Gibbs 2009; Tanadini & Schmidt 2011; Olson et al. 2011; Lehtinen et al. 2016; Monroe et al. 2017; Pereira-Ribeiro et al. 2019; Green et al. 2020.
Precipitação	Weir et al. 2005; Roloff et al. 2011; Murray et al. 2015; Friedman et al. 2016; Johnson et al. 2016; Ribeiro et al. 2018; Rivera & Folt 2018; Asad et al. 2020; Ngo et al. 2020.	Schmidt & Pellet 2005; Pellet & Schmidt 2005; Kroll et al. 2008; Smith et al 2014; Barrett et al. 2016; Alvarez et al. 2019; Cassel et al. 2019; Pereira-Ribeiro et al. 2019; Green et al. 2020.
Temperatura da água	Gooch et al. 2006; Curtis & Paton 2010; Sewell et al. 2010; Cook et al. 2011; Dostine et al. 2013; Smith et al. 2014; Petitot et al. 2014; Moreira et al. 2015, 2016; Strain et al. 2016, Pereira-Ribeiro et al. 2020	Kroll et al. 2008; Green et al. 2020; Silveira & Guimarães 2020.
Umidade relativa do ar	Sung et al. 2006; Olson et al. 2011; Lehtinen et al. 2016; Strain et al. 2016, Monroe et al. 2017; Pereira-Ribeiro et al. 2019, Asad et al. 2020; Green et al. 2020; Ngo et al. 2020; Pereira-Ribeiro et al. 2020	Gooch et al. 2006; Smith et al 2014.
Velocidade do vento	Weir et al. 2005; Popescu & Gibbs 2008; Curtis & Paton 2010; Olson et al. 2011; Tanadini & Smith 2011; Smith et al 2014; Gustafon & Newman 2016; Strain et al. 2016	Gooch et al. 2006; Murray et al. 2015; Cassel et al. 2019; Green et al. 2020.
Nebulosidade	Weir et al. 2005; Curtis & Paton 2010; Olson et al. 2011; Strain et al. 2016	Gooch et al. 2006; Kroll et al. 2008; Popescu & Gibbs 2009; Harings & Boeing 2014; Murray et al. 2015.
Fase/iluminação da lua	Weir et al. 2005; Asad et al. 2020	Popescu & Gibbs 2009; Lehtinen & Witter 2014; Murray et al. 2015; Green et al. 2020.
Condutividade	Klaver et al. 2013; Moreira et al. 2016	Pereira-Ribeiro et al. 2020
Profundidade da água	Curtis & Paton 2010; Moreira et al. 2016	-

Tabela 10. Direção do efeito de fatores abióticos na detectabilidade de espécies de anuros avaliadas em 43 artigos publicados entre 2002 e 2020.

Fatores / Espécies	Efeito	Referências
Temperatura do ar		
Bufonidae		
<i>Anaxyrus americanus</i>	positivo	Roloff et al. 2011
<i>Anaxyrus cognatus</i>	positivo	Harings & Boeing 2014
<i>Anaxyrus fowleri</i>	positivo	Cook et al. 2011; Brander et al. 2007; Barret et al. 2016.
<i>Epidalea calamita</i>	negativo	Schmidt & Pellet 2005
<i>Melanophryniscus aff. montevidensis</i>	positivo/negativo	Friedman et al. 2016
Centrolenidae		
<i>Espadarana prosoblepon</i>	negativo	Rivera et al. 2018
<i>Hyalinobatrachium fleischmanni</i>	negativo	Rivera et al. 2018
<i>Teratohyla pulverata</i>	negativo	Rivera et al. 2018
<i>Teratohyla spinosa</i>	negativo	Rivera et al. 2018
Ceratobatrachidae		
<i>Alcalus baluensis</i>	positivo	Asad et al. 2020
Dendrobatidae		
<i>Oophaga pumilio</i>	negativo	Alvarez et al. 2019
Dicroglossidae		
<i>Limnectes cf. kuhlii</i>	positivo	Asad et al. 2020
Hylidae		
<i>Acris crepitans</i>	positivo	Brander et al. 2007
<i>Dryophytes chrysoscelis</i>	positivo	Weir et al. 2005; Strain et al. 2016
<i>Dryophytes versicolor</i>	positivo	Cook et al. 2011; Strain et al. 2016; Brander et al. 2007
<i>Hyla arborea</i>	positivo	Pellet & Schmidt 2005
<i>Dryophytes femoralis</i>	positivo	Johnson et al. 2016
<i>Ololygon kautskyi</i>	negativo	Pereira-Ribeiro et al. 2020
<i>Pseudacris crucifer</i>	positivo	Cook et al. 2011; Roloff et al. 2011; Strain et al. 2016
<i>Pseudacris maculata</i>	positivo	Smith et al. 2014
Limnodynastidae		
<i>Notaden melanoscaphus</i>	negativo	Dostine et al. 2013
Megophryidae		
<i>Leptobranchella parva</i>	negativo	Asad et al. 2020
Ranidae		
<i>Lithobates catesbeianus</i>	positivo	Weir et al. 2005; Cook et al. 2011; Murray et al. 201
<i>Lithobates clamitans</i>	positivo	Weir et al. 2005; Brander et al. 2007; Cook et al. 2011; Murray et al. 2015
<i>Lithobates palustris</i>	positivo	Cook et al. 2011
<i>Lithobates sphenoccephalus</i>	positivo	Barret et al. 2016
<i>Lithobates sylvaticus</i>	positivo	Roloff et al. 2011
Precipitação		
Bufonidae		

<i>Anaxyrus americanus</i>	positivo	Roloff et al. 2011
<i>Melanophryniscus aff. montevidensis</i>	positivo	Friedman et al. 2016
Centrolenidae		
<i>Espadarana prosoblepon</i>	positivo	Rivera et al. 2018
<i>Hyalinobatrachium fleischmanni</i>	positivo	Rivera et al. 2018
<i>Teratohyla pulverata</i>	positivo	Rivera et al. 2018
<i>Teratohyla spinosa</i>	positivo	Rivera et al. 2018
Hylidae		
<i>Dryophytes chrysozelis</i>	positivo	Weir et al. 2005
<i>Dryophytes femoralis</i>	positivo	Johnson et al. 2016
<i>Dryophytes versicolor</i>	negativo	Weir et al. 2005
<i>Hyla squirella</i>	positivo	Johnson et al. 2016
<i>Pseudacris crucifer</i>	positivo	Roloff et al. 2011; Johnson et al. 2016
<i>Pseudacris ocularis</i>	positivo	Johnson et al. 2016
Megophryidae		
<i>Leptobranchella parva</i>	negativo	Asad et al. 2020
Odontophrynidae		
<i>Proceratophrys boiei</i>	positivo	Ribeiro et al. 2018
Ranidae		
<i>Chalcorana cf. raniceps</i>	negativo	Asad et al. 2020
<i>Lithobates catesbeianus</i>	positivo/negativo	Johnson et al. 2016 / Murray et al. 2015
<i>Lithobates sphenoccephalus</i>	positivo	Weir et al. 2005
<i>Lithobates sylvaticus</i>	positivo	Roloff et al. 2011
<i>Meristogenys orphnocnemis</i>	negativo	Asad et al. 2020
<i>Staurois guttatus</i>	negativo	Asad et al. 2020
Temperatura da água		
Bufonidae		
<i>Anaxyrus americanus</i>	negativo	Curtis & Paton 2010
<i>Anaxyrus fowleri</i>	positivo	Cook et al. 2011
<i>Rhinella marina</i>	positivo	Dostine et al. 2013
Hylidae		
<i>Boana pulchella</i>	negativo	Moreira et al. 2015
<i>Dendropsophus minutus</i>	positivo	Moreira et al. 2015
<i>Dryophytes versicolor</i>	positivo	Cook et al. 2011
<i>Hyla meridionalis</i>	positivo	Petitot et al. 2014
<i>Pseudacris crucifer</i>	positivo	Cook et al. 2011
<i>Pseudacris maculata</i>	positivo	Smith et al. 2014
<i>Scinax squalirostris</i>	positivo	Moreira et al. 2015
Leptodactylidae		
<i>Physalaemus centralis</i>	positivo	Moreira et al. 2016
Limnodynastidae		
<i>Notaden melanoscaphus</i>	negativo	Dostine et al. 2013
Myobatrachidae		
<i>Uperoleia inundata</i>	negativo	Dostine et al. 2013
Pelodyadidae		
<i>Litoria microbelos</i>	negativo	Dostine et al. 2013

<i>Litoria nasuta</i>	negativo	Dostine et al. 2013
<i>Litoria rubella</i>	negativo	Dostine et al. 2013
<i>Litoria tornieri</i>	negativo	Dostine et al. 2013
<i>Ranoidea caerulea</i>	negativo	Dostine et al. 2013
Ranidae		
<i>Lithobates catesbeianus</i>	positivo	Cook et al. 2011
<i>Lithobates clamitans</i>	positivo	Cook et al. 2011; Strain et al. 2016
<i>Lithobates palustris</i>	positivo	Cook et al. 2011
<i>Lithobates sylvaticus</i>	positivo	Cook et al. 2011
<i>Pelophylax sp</i>	positivo	Petitot et al. 2014
Umidade relativa do ar		
Dicroglossidae		
<i>Limnonectes cf. kuhlii</i>	positivo	Asad et al. 2020
<i>Limnonectes leporinus</i>	negativo	Asad et al. 2020
Eleutherodactylidae		
<i>Eleutherodactylus coqui</i>	positivo	Olson et al. 2011
<i>Eleutherodactylus wightmanae</i>	positivo	Monroe et al. 2017
Hylidae		
<i>Ololygon kautskyi</i>	negativo	Pereira-Ribeiro et al. 2020
<i>Pseudacris regilla</i>	negativo	Green et al. 2020
Megophryidae		
<i>Leptobranchella parva</i>	negativo	Asad et al. 2020
<i>Leptobranchium abbotti</i>	positivo	Asad et al. 2020
Ranidae		
<i>Pulchrana picturata</i>	positivo	Asad et al. 2020
Velocidade do vento		
Bombinatoridae		
<i>Bombina variegata</i>	negativo	Tanadini e Schmidt 2011
Bufonidae		
<i>Anaxyrus americanus</i>	positivo	Strain et al. 2016
<i>Anaxyrus fowleri</i>	negativo	Weir et al. 2005
Eleutherodactylidae		
<i>Eleutherodactylus coqui</i>	negativo	Olson et al. 2011
Hylidae		
<i>Dryophytes chrysoscelis</i>	negativo	Strain et al. 2016
<i>Dryophytes versicolor</i>	negativo	Strain et al. 2016
<i>Pseudacris crucifer</i>	negativo	Strain et al. 2016
<i>Pseudacris feriarum</i>	positivo	Weir et al. 2005
Ranidae		
<i>Lithobates catesbeianus</i>	negativo	Weir et al. 2005
<i>Lithobates clamitans</i>	positivo/negativo	Strain et al. 2016 / Weir et al. 2005
<i>Lithobates palustris</i>	negativo	Weir et al. 2005
<i>Lithobates pipiens</i>	negativo	Smith et al. 2014
<i>Lithobates septentrionalis</i>	negativo	Popescu & Gibbs 2009
<i>Lithobates sylvaticus</i>	positivo/negativo	Strain et al. 2016 / Curtis & Paton 2010
Nebulosidade		

Bufonidae		
<i>Anaxyrus americanus</i>	negativo	Weir et al. 2005
Eleutherodactylidae		
<i>Eleutherodactylus planirostris</i>	positivo	Olson et al. 2011
Hylidae		
<i>Dryophytes chrysoscelis</i>	positivo	Weir et al. 2005; Strain et al. 2016
<i>Dryophytes versicolor</i>	negativo	Weir et al. 2005
<i>Pseudacris crucifer</i>	positivo	Strain et al. 2016
Fase/iluminação da lua		
Bufonidae		
<i>Anaxyrus americanus</i>	positivo	Weir et al. 2005
Ceratobatrachidae		
<i>Alcalus baluensis</i>	positivo	Asad et al. 2020
Dicroglossidae		
<i>Limnonectes cf. kuhlii</i>	positivo	Asad et al. 2020
<i>Limnonectes leporinus</i>	negativo	Asad et al. 2020
Hylidae		
<i>Dryophytes chrysoscelis</i>	negativo	Weir et al. 2005
<i>Dryophytes versicolor</i>	positivo	Weir et al. 2005
<i>Pseudacris crucifer</i>	positivo	Weir et al. 2005
Megophryidae		
<i>Leptobranchella parva</i>	positivo	Asad et al. 2020
<i>Leptobranchium abbotti</i>	positivo	Asad et al. 2020
Ranidae		
<i>Chalcorana cf. raniceps</i>	negativo	Asad et al. 2020
<i>Lithobates catesbeianus</i>	negativo	Weir et al. 2005
<i>Lithobates palustris</i>	negativo	Weir et al. 2005
Condutividade		
Hylidae		
<i>Pseudacris maculata</i>	positivo	Klaver et al. 2013
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	negativo	Moreira et al. 2016
Microhylidae		
<i>Elachistocleis matogrosso</i>	negativo	Moreira et al. 2016
Profundidade da água		
Bufonidae		
<i>Anaxyrus americanus</i>	positivo	Curtis & Paton 2010
Hylidae		
<i>Dryophytes versicolor</i>	positivo	Curtis & Paton 2010
<i>Pseudacris crucifer</i>	negativo	Curtis & Paton 2010
Leptodactylidae		
<i>Physalaemus gracilis</i>	negativo	Moreira et al. 2015
Ranidae		
<i>Lithobates clamitans</i>	negativo	Curtis & Paton 2010
<i>Lithobates sylvaticus</i>	negativo	Curtis & Paton 2010

APÊNDICE B – Material suplementar (capítulo 4)

Tabela 11. Matriz de correlação entre as variáveis do habitat mensuradas na Reserva Natural Vale, sudeste do Brasil.

	Dist_agua	Arv_50	Arv_20-50	Brom	Palm	Lianas	Folhiço	Dossel	Sub-bosque	Ocos
Dist_agua	1									
Arv_50	0,083	1								
Arv_20-50	-0,063	0,738	1							
Brom	0,15	-0,348	-0,43	1						
Palm	0,08	-0,366	-0,029	0,198	1					
Lianas	0,375	0,161	-0,02	-0,24	0,09	1				
Folhiço	0,036	0,851	0,586	-0,387	-0,372	0,372	1			
Dossel	-0,019	0,741	0,779	-0,358	-0,16	0,356	0,81	1		
Sub-bosque	0,217	0,396	0,472	-0,449	-0,088	0,747	0,571	0,697	1	
Ocos	0,017	0,75	0,578	-0,287	-0,249	0,101	0,584	0,679	0,336	1

Tabela 12. Espécies de anfíbios registradas na Reserva Natural Vale, norte do estado do Espírito Santo, Brasil, com número de registros de cada espécie durante o período de estudo e os respectivos tipos de vegetação em que foram encontradas e hábitos.

Família/Espécies	Número de registros	Tipo de vegetação	Hábito
Bufonidae			
<i>Rhinella crucifer</i>	4	1, 2	Terrícola
<i>Rhinella granulosa</i>	7	2	Terrícola
<i>Rhinella diptycha</i>	3	2	Terrícola
Craugastoridae			
<i>Haddadus binotatus</i>	57	1, 3	Criptozoico
Hylidae			
<i>Aparasphenodon brunoi</i>	126	1, 3, 4	Arborícola
<i>Boana faber</i>	8	2	Arborícola
<i>Boana pombali</i>	9	2	Arborícola
<i>Boana semilineata</i>	9	1, 2, 4	Arborícola
<i>Dendropsophus bipunctatus</i>	6	2	Arborícola
<i>Dendropsophus branneri</i>	9	2	Arborícola
<i>Dendropsophus decipiens</i>	68	2, 4	Arborícola
<i>Dendropsophus elegans</i>	5	2	Arborícola
<i>Dendropsophus minutus</i>	2	2	Arborícola
<i>Ololygon agilis</i>	11	4	Arborícola
<i>Ololygon argyreornata</i>	46	1, 3	Arborícola
<i>Phyllodytes luteolus</i>	6	4	Arborícola
<i>Scinax alter</i>	80	2, 3, 4	Arborícola

<i>Scinax cuspidatus</i>	1	4	Arborícola
<i>Scinax eurydice</i>	5	1	Arborícola
<i>Scinax sp.</i>	1	1	Arborícola
<i>Sphaenorhynchus planicola</i>	6	2	Arborícola
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	24	1, 2, 3	Arborícola
Leptodactylidae			
<i>Leptodactylus fuscus</i>	9	2, 4	Terrícola
<i>Leptodactylus latrans</i>	7	2	Terrícola
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	13	2	Terrícola
<i>Leptodactylus natalensis</i>	10	2	Criptoico
<i>Physalaemus aguirrei</i>	9	1, 2, 3, 4	Criptoico
<i>Physalaemus gr. signifer</i>	28	1, 2, 3	Criptoico
Microhylidae			
<i>Chiasmocleis capixaba</i>	3	1	Criptoico
<i>Chiasmocleis schubarti</i>	3	1	Criptoico
<i>Dasypops schirchi</i>	2	1	Criptoico
<i>Stereocyclops incrassatus</i>	4	1	Criptoico
Odontophrynidae			
<i>Proceratophrys laticeps</i>	5	1	Criptoico
Phyllomedusidae			
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i>	3	2	Arborícola

Legenda: A classificação do hábito de cada espécie seguiu Haddad et al. (2013). 1 = Floresta alta, 2 = Áreas permanentemente ou sazonalmente inundadas, 3 = Floresta de muçununga, 4 = Campo nativo.

Tabela 13. Coeficientes beta para modelo de ocupação multiespécies.

Species	Habitat	SE_habitat	Water	SE_water	Tree	SE_tree	Brom	SE_brom	Palm	SE_palm	Litter	SE_litter	Under	SE_under	Hollow	SE_hollow
<i>Aparasphenodon brunoi</i>	2.19	0.12	-0.55	0.12	2.05	0.13	0.08	0.12	0.12	0.13	0.04	0.13	2.11	0.12	2.15	0.12
<i>Ololygon argyreornata</i>	2.05	0.09	-0.61	0.09	1.78	0.12	0.68	0.09	0.18	0.12	0.03	0.12	1.69	0.09	1.85	0.09
<i>Scinax euridyce</i>	1.78	0.11	-0.54	0.11	1.95	0.13	0.12	0.11	0.82	0.13	0.12	0.13	1.14	0.11	0.55	0.11
<i>Boana pombali</i>	1.85	0.11	-1.15	0.11	1.65	0.12	0.05	0.11	0.98	0.12	0.01	0.12	1.05	0.11	0.63	0.11
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i>	1.83	0.09	-0.49	0.09	1.98	0.12	0.07	0.09	0.92	0.12	0.03	0.12	1.89	0.09	1.13	0.09
<i>Ololygon agilis</i>	0.98	0.08	-0.56	0.08	-0.06	0.03	1.98	0.08	0.02	0.03	-0.03	0.03	0.02	0.08	0.02	0.08
<i>Dendropsophus bipunctatus</i>	0.58	0.09	-0.85	0.09	-0.02	0.05	0.12	0.09	0.55	0.05	-0.02	0.05	0.04	0.09	0.04	0.09
<i>Dendropsophus branneri</i>	0.66	0.09	-1.55	0.09	-0.03	0.04	0.16	0.09	0.41	0.04	-0.05	0.04	0.03	0.09	0.03	0.09
<i>Phyllodytes luteolus</i>	0.51	0.07	-1.15	0.07	0.09	0.05	1.92	0.07	0.09	0.05	-0.01	0.05	0.01	0.07	-0.02	0.07
<i>Boana faber</i>	0.78	0.09	-0.98	0.09	0.52	0.09	0.12	0.09	0.36	0.09	0.03	0.09	-0.02	0.09	0.01	0.09
<i>Boana semilineata</i>	1.05	0.11	-1.2	0.11	0.62	0.09	0.32	0.11	0.25	0.09	0.04	0.09	0.01	0.11	-0.03	0.11
<i>Scinax alter</i>	0.85	0.11	-1.98	0.11	0.19	0.06	0.02	0.11	0.12	0.06	0.01	0.06	0.05	0.11	-0.02	0.11
<i>Dendropsophus decipiens</i>	1.15	0.09	-1.78	0.09	0.09	0.05	0.23	0.09	0.18	0.05	0.04	0.05	0.02	0.09	0.02	0.09
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	1.68	0.09	-0.98	0.09	1.65	0.12	0.06	0.09	0.78	0.12	0.11	0.12	1.55	0.09	0.98	0.09
<i>Scinax cuspidatus</i>	0.66	0.12	-0.85	0.07	1.25	0.13	0.28	0.12	0.82	0.11	0.08	0.13	1.14	0.12	0.85	0.12
<i>Scinax sp.</i>	1.02	0.09	-0.55	0.09	1.52	0.12	0.11	0.09	0.85	0.12	0.01	0.12	1.09	0.09	0.77	0.09
<i>Sphaenorhynchus planicola</i>	0.65	0.11	-2.15	0.11	-0.02	0.13	0.23	0.11	0.08	0.05	0.03	0.13	0.02	0.11	-0.03	0.11
<i>Dendropsophus elegans</i>	0.52	0.11	-1.98	0.12	0.03	0.12	0.09	0.11	0.05	0.03	-0.01	0.12	0.01	0.11	-0.01	0.11
<i>Dendropsophus minutus</i>	0.78	0.09	-1.89	0.12	0.01	0.12	0.21	0.09	0.03	0.05	0.02	0.12	-0.01	0.09	0.02	0.09
<i>Haddadus binotatus</i>	1.65	0.08	-0.41	0.09	1.12	0.03	-0.03	0.08	0.01	0.12	2.14	0.03	0.25	0.08	0.02	0.08
<i>Leptodactylus natalensis</i>	1.32	0.09	-1.56	0.09	0.06	0.05	-0.02	0.09	0.03	0.05	0.09	0.05	0.03	0.09	0.03	0.09
<i>Physalaemus gr. signifer</i>	1.25	0.09	-0.39	0.09	1.69	0.04	-0.55	0.09	-0.05	0.13	1.55	0.04	0.29	0.09	0.01	0.09
<i>Physalaemus aguirrei</i>	1.15	0.07	-0.45	0.09	1.62	0.05	-0.23	0.07	-0.1	0.11	1.69	0.05	0.33	0.07	0.04	0.07
<i>Chiasmocleis capixaba</i>	0.98	0.09	-0.43	0.09	1.72	0.09	-0.42	0.09	-0.06	0.12	1.72	0.09	0.41	0.09	0.02	0.09
<i>Chiasmocleis schubarti</i>	0.58	0.11	-0.41	0.09	1.79	0.09	-0.23	0.11	-0.01	0.14	1.63	0.09	0.34	0.11	0.03	0.11

<i>Dasylops schirchi</i>	0.96	0.11	-0.39	0.09	1.69	0.06	-0.21	0.11	-0.08	0.13	1.71	0.06	0.29	0.11	0.01	0.11
<i>Proceratophrys laticeps</i>	0.78	0.09	-0.41	0.06	2.12	0.05	-0.55	0.09	-0.06	0.14	1.63	0.05	0.33	0.09	0.04	0.09
<i>Stereocyclops incrassatus</i>	0.91	0.09	-0.39	0.09	1.78	0.12	-0.62	0.09	-0.01	0.12	2.05	0.12	0.28	0.09	0.02	0.09
<i>Leptodactylus fuscus</i>	0.55	0.12	-1.15	0.12	-1.32	0.13	-0.23	0.12	-0.05	0.11	0.16	0.13	0.02	0.12	0.02	0.12
<i>Leptodactylus latrans</i>	0.51	0.09	-1.55	0.11	-1.15	0.12	-0.25	0.09	-0.06	0.11	0.11	0.12	0.03	0.09	0.04	0.09
<i>Rhinella crucifer</i>	0.49	0.11	-0.98	0.09	-0.89	0.13	-0.12	0.11	-0.1	0.09	0.98	0.13	0.01	0.11	0.03	0.11
<i>Rhinella granulosa</i>	0.47	0.11	-0.58	0.09	-0.52	0.12	-0.13	0.11	-0.03	0.09	0.55	0.12	0.03	0.11	0.01	0.11
<i>Rhinella diptycha</i>	0.49	0.09	-0.62	0.09	-0.15	0.12	-0.42	0.09	-0.05	0.09	0.71	0.12	0.02	0.09	0.02	0.09
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	0.51	0.08	-0.98	0.11	-0.42	0.03	-0.15	0.08	-0.09	0.09	0.93	0.03	0.01	0.08	0.01	0.08

APÊNDICE C – Material suplementar (capítulo 7)

Tabela 14. Espécies de anuros registradas na Reserva Natural Vale, Espírito Santo, Brasil, e suas respectivas famílias e hábitos (de acordo com Haddad et al. 2013).

Espécies	Família	Hábito	Presença/Ano				
			2012	2013	2015	2016	2017
<i>Rhinella crucifer</i>	Bufoidea	Terrícola	X	X	-	X	X
<i>Rhinella granulosa</i>	Bufoidea	Terrícola	X	X	X	X	X
<i>Rhinella schneideri</i>	Bufoidea	Terrícola	X	X	X	X	X
<i>Haddadus binotatus</i>	Craugastoridae	Criptozoico	X	X	X	X	X
<i>Aparasphenodon brunoi</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Boana faber</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Boana pombali</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Boana semilineata</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Dendropsophus anceps</i>	Hylidae	Arborícola	-	X	-	-	-
<i>Dendropsophus bipunctatus</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Dendropsophus branneri</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Dendropsophus decipiens</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Dendropsophus elegans</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	-	X
<i>Dendropsophus minutus</i>	Hylidae	Arborícola	-	X	X	X	-
<i>Dendropsophus seniculus</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	-	-	-
<i>Oloolygon agilis</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Oloolygon argyreornata</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Phyllodytes luteolus</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Scinax alter</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Scinax cuspidatus</i>	Hylidae	Arborícola	-	X	-	X	-
<i>Scinax eurydice</i>	Hylidae	Arborícola	X	-	X	X	-
<i>Scinax fuscovarius</i>	Hylidae	Arborícola	-	X	-	-	-
<i>Scinax</i> sp.	Hylidae	Arborícola	-	-	X	-	-
<i>Sphaenorhynchus planicola</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	Hylidae	Arborícola	X	X	X	X	X
<i>Adenomera thomei</i>	Leptodactylidae	Criptozoico	X	-	-	-	-
<i>Leptodactylus fuscus</i>	Leptodactylidae	Terrícola	X	X	X	X	X
<i>Leptodactylus latrans</i>	Leptodactylidae	Terrícola	X	X	X	X	X
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	Leptodactylidae	Terrícola	-	-	-	-	X
<i>Leptodactylus natalensis</i>	Leptodactylidae	Criptozoico	X	X	X	X	X
<i>Physalaemus aguirrei</i>	Leptodactylidae	Criptozoico	X	X	X	X	X
<i>Physalaemus</i> gr. <i>signifer</i>	Leptodactylidae	Criptozoico	X	X	X	X	X
<i>Physalaemus obtectus</i>	Leptodactylidae	Criptozoico	-	X	-	-	-
<i>Chiasmocleis capixaba</i>	Microhylidae	Criptozoico	X	X	X	-	-
<i>Chiasmocleis schubarti</i>	Microhylidae	Criptozoico	X	X	X	-	-
<i>Dasylops schirchi</i>	Microhylidae	Criptozoico	-	X	X	-	-
<i>Stereocyclops incrassatus</i>	Microhylidae	Criptozoico	-	X	X	-	X
<i>Proceratophrys laticeps</i>	Odontophrynidae	Criptozoico	X	X	X	X	X
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i>	Phyllomedusidae	Arborícola	X	X	-	-	X

Tabela 15 - Coeficientes beta para modelo de ocupação multiespécies.

Species	beta0	beta1	sd	sd1
<i>Rhinella crucifer</i>	-2.05	1.11	0.19	0.14
<i>Rhinella granulosa</i>	-1.55	1.15	0.1	0.12
<i>Rhinella schneideri</i>	-1.05	1.56	0.09	0.1
<i>Haddadus binotatus</i>	-2.15	1.68	0.12	0.12
<i>Aparasphenodon brunoii</i>	-1.05	1.85	0.09	0.14
<i>Boana faber</i>	-0.98	0.98	0.14	0.07
<i>Boana pombali</i>	-1.59	1.36	0.07	0.08
<i>Boana semilineata</i>	-1.47	0.55	0.18	0.14
<i>Dendropsophus anceps</i>	-0.52	0.98	0.1	0.09
<i>Dendropsophus bipunctatus</i>	-0.68	0.85	0.1	0.09
<i>Dendropsophus branneri</i>	-0.015	0.59	0.09	0.1
<i>Dendropsophus decipiens</i>	-0.59	0.74	0.08	0.1
<i>Dendropsophus elegans</i>	-0.05	0.67	0.07	0.08
<i>Dendropsophus minutus</i>	0.15	1.12	0.1	0.18
<i>Dendropsophus seniculus</i>	0.37	0.55	0.08	0.09
<i>Oloolygon agilis</i>	0.52	0.62	0.1	0.14
<i>Oloolygon argyreornata</i>	0.58	1.65	0.1	0.18
<i>Phyllodytes luteolus</i>	0.78	0.82	0.12	0.08
<i>Scinax alter</i>	0.55	0.62	0.14	0.19
<i>Scinax cuspidatus</i>	0.36	0.85	0.14	0.12
<i>Scinax eurydice</i>	0.71	1.25	0.08	0.14
<i>Scinax fuscovarius</i>	0.41	0.55	0.08	0.1
<i>Scinax sp.</i>	0.48	0.55	0.09	0.14
<i>Sphaenorhynchus planicola</i>	0.58	0.69	0.09	0.19
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	-1.55	1.33	0.07	0.09
<i>Adenomera thomei</i>	-0.98	1.05	0.12	0.07
<i>Leptodactylus fuscus</i>	-1.18	1.12	0.1	0.19
<i>Leptodactylus latrans</i>	-1.65	1.23	0.07	0.08
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	-1.47	0.98	0.17	0.06
<i>Leptodactylus natalensis</i>	-1.15	1.15	0.08	0.09
<i>Physalaemus aguirrei</i>	-2.14	1.98	0.19	0.12
<i>Physalaemus gr. signifer</i>	-2.05	1.85	0.14	0.07
<i>Physalaemus obtectus</i>	-1.98	0.36	0.07	0.08
<i>Chiasmocleis capixaba</i>	-2.04	1.65	0.1	0.1
<i>Chiasmocleis schubarti</i>	-2.52	1.58	0.09	0.1
<i>Dasylops schirchi</i>	-2.09	1.67	0.12	0.09
<i>Stereocyclops incrassatus</i>	-1.98	1.07	0.06	0.07
<i>Proceratophrys laticeps</i>	-1.24	1.05	0.14	0.12
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i>	-0.098	1.1	0.06	0.07