


---

ECOLOGIA

---

**MAURÍCIO HUMBERTO VANCINE**

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A  
PERSISTÊNCIA DE ANFÍBIOS ANUROS  
(AMPHIBIA: ANURA) NA MATA ATLÂNTICA**



Rio Claro  
2015

MAURÍCIO HUMBERTO VANCINE

EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A PERSISTÊNCIA DE  
ANFÍBIOS ANUROS (AMPHIBIA: ANURA) NA MATA ATLÂNTICA

Orientador: Dr. Milton Cezar Ribeiro

Coorientador: Dr. Célio Fernando Baptista Haddad

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado  
ao Instituto de Biociências da Universidade  
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” -  
Campus de Rio Claro, para obtenção do grau de  
Ecólogo.

Rio Claro  
2015

597.8 Vancine, Maurício Humberto  
V222e Efeito da fragmentação sobre a persistência de anfíbios anuros  
(Amphibia: Anura) na Mata Atlântica / Maurício Humberto Vancine. - Rio  
Claro, 2015  
83 f. : il., figs., tabs., quadros

Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) - Universidade Estadual  
Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro  
Orientador: Milton Cezar Ribeiro  
Coorientador: Célio Fernando Baptista Haddad

1. Anuro. 2. Adequabilidade de habitat. 3. Conservação da  
biodiversidade em ampla escala. 4. Multiescala. 5. Ecologia espacial. 6.  
Conectividade. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP  
Campus de Rio Claro/SP

Aos meus pais Nilza e Edward (Vardinho), irmão Marcelo e tia Neide, pelo apoio incondicional.

A Lauren Ono, por todo seu amor e suporte, e ao nosso filho Paulo Eduardo Ono Vancine (Dudu), que chegou de surpresa, sacudiu nossas vidas, e nos uniu ainda mais.

A Renato Augusto Buzeto (*in memoriam*), você se foi e não pude te ajudar, mas gostaria que se sentisse parte deste trabalho; continuo vivendo por nós dois. Descanse meu primo/irmão!

## AGRADECIMENTOS

Se esse trabalho se concretizou, com certeza teve ajuda de várias pessoas, em diversos momentos. Serei sempre grato a todos vocês. Desculpem se me esqueci de alguém; são muitas pessoas, em muitos anos, mas que as guardo em meu coração.

A toda a minha família, em especial à minha mãe Nilza, meu pai Vardinho, meu irmão Marcelo e tia Neide, que mesmo sem entenderem muito sobre meu gosto pela Ecologia ou pelos “temidos” sapos dos lagos do sítio de casa, me apoiaram de todo coração. Dona Nilza seguiu o que a senhora me falava; quando eu fazia algo de errado, você sempre me dizia: “Vá cangar (parear machos e fêmeas) sapos!” Hoje sou muito feliz por seguir sua orientação... Véio (pai) agradeço por apontar os caminhos a seguir sem nunca ter levantado a voz ou a mão para nós, seguirei esses passos na educação do meu filho, e também por mostrar o valor da ética e do trabalho sério. Dona Neide, muito obrigado por me acolher em sua vida e em sua casa durante três anos de minha vida; esse período foi fundamental para que eu me desenvolvesse como pessoa humana e adquirisse a disciplina necessária para minha vida.

A Lauren Japa Ono e ao Dudu, nada teria sentido se não fosse por vocês... Vocês japoneses moldaram a pessoa que sou e me deram um objetivo maior. Se essa graduação e esse trabalho se concretizaram, há em todas as aulas que assisti e nas linhas que escrevi o amor que carrego por vocês. Eu os amo muito. Muito obrigado por me tornarem uma pessoa melhor, como homem, marido, pai e Ecólogo.

À família da Lauren por ter me acolhido como mais um membro. Dona Márcia, sei que tivemos nossas diferenças na adaptação, mas gostaria de agradecer por todas as conversas e conselhos, mesmo que em momentos rápidos e dizer que tenho profundo respeito e admiração por todo seu empenho em educar magistralmente suas filhas. Francine (Francisca), muito obrigado por poder contar com você em todos os momentos de atribulação financeira e acompanhar a Japa e o Dudu nas minhas saídas de campo mais longas. Carina, muito obrigado por poder lhe ensinar o pouco que aprendi durante essa minha jornada e dizer que você tem tudo para se tornar uma linda pessoa, só precisa de um pouco de paciência, menina revoltada =]

Ao Renato Augusto Buzeto, você também é parte responsável pela pessoa que me tornei. Foi um prazer poder ter crescido ao seu lado, jogando várias horas de games de RPG, e aprender o valor de uma grande amizade. Infelizmente você se foi antes que eu pudesse lhe apresentar minha esposa e meu filho, mas acredito que onde você esteja ainda continua

olhando e torcendo por nós. Fiz uma promessa a mim mesmo: continuarei a viver por nós dois. Descanse agora meu primo/irmão!

A Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo (FAPESP) pela bolsa e renovação concedidas, que garantiram nossa sobrevivência nesse período tumultuado de graduação.

Ao Professor Milton Cezar Ribeiro, que em sua simplicidade e paciência, foi e sempre será mais que um orientador, aliás, o considero como um grande amigo, um irmão mais velho. Obrigado por todos os conselhos de orientação e por dividir suas experiências de pai. Agradeço também por toda ajuda de sua família (chamados carinhosamente pela Lauren de “Os Miltons”) – Keila, Camilo e Nicolas – pelas roupinhas e tantas outras coisas para o Dudu, além é claro das longas conversas sobre a dura, mas prazerosa vida de papais.

Ao Professor Célio Haddad, coorientador, sempre muito disposto a ajudar com valiosas informações e reflexões sobre os anfíbios, e algumas outras considerações acerca da vida na academia.

Às professoras que ajudaram desde o início e durante essa caminhada: Katia Ferraz, Ana Carolina Carnaval, Elaine Lucas e Cenira Lupinacci da Cunha. Obrigado por todas as conversas, correções, leituras e considerações acerca deste trabalho.

Aos professores de graduação, que ajudaram em minha formação, contribuindo com diferentes visões para a compreensão da Ecologia como ciência e um pouco mais.

Aos professores que corrigiram esse trabalho, Thiago Sanna e Tadeu Siqueira. Muito obrigado pelas horas de leitura e pelas considerações.

A toda a Ecologia 2011, obrigado pela amizade e companheirismo de vocês. Foram quatro anos de muitas aulas, campos, trabalhos, relatórios, pernilongos e naufrágio de chalana em meio a um corixo no Pantanal. Sempre serei grato quanto à fantástica arrecadação de fraldas para o Dudu, muito obrigado a todos!

A todos os amigos mais chegados da Ecologia, em especial Pedro (C3) – que estava lá quando meu filho estava para nascer, e se desesperou... Valeu por todas as conversas, trabalhos e brejas; Viviana (Magaiver) – que desde o primeiro dia de nossa graduação tenta me fazer relaxar um pouco com a vida; Ailton (Cascão) – por toda a ajuda com tudo cara, sempre disponibilizando um abraço (mais para um amplexo) amigo; Bruno (Fruta) – por disponibilizar o álbum Weld do Neil Young e possibilitar o término da escrita desse trabalho, além de outras brisas musicais; Ives (Quinto) – às loooongas conversas acerca de um mundo mais humano e ecológico; Aderaldo (Ades) – pela ajuda com a mudança, naquele atribulado sábado de manhã, e por ser divertido, porém não engraçado (impagável...); Cezar (Pardal) – valeu pelos momentos de revolta com os professores e com a vida, e claro pelas divertidas

mancadas...; de forma geral, aos integrantes da Rep. Lenda (Aderaldo, Bruno, Ailton, Ives, Cezar e Nativo), que proporcionaram as melhores festas da graduação, além é claro, da grande amizade; Daniel (Dalua), o cara mais fantástico que já conheci, com uma força de vontade sobrenatural; Lucas (Rambo), que na sua grande sinceridade, nos arrancou muitas risadas; à Cecília, pelo tempinho de graduação que ficou conosco, as conversas e visitas a nós e ao Dudu; Rafael (Urucum) – que é para mim o exemplo maior de força e dedicação; Alessandro – por toda a amizade e conversas mais maduras; Dani/Hugo – meu “eu exterior” e sua companheira, grandes veteranos de conversas; Yuri – valeu por toda ajuda no início desse processo; e a tantos outros que não caberiam nesse parágrafo; Túlio (Terts) – eterno veterano, obrigado pela força quando a chalana estava afundando, mas FFV e FFVII superam FFVI =]

Ao Danilo (Jesus) – pelas longas conversas noite adentro ouvindo os cantos das *H. prasinus* – e também ao Fábio (Quase) e Alexandre (Peru), que me proporcionaram as primeiras saídas de campo para ouvir e entender um pouco melhor o mundo real dos anuros da Serra do Japi, e também a todo o pessoal que conheci por lá: Adriana, Suzana, Daniel e Fábio; a todos os funcionários e guardas do parque e todas outras pessoas.

Ao pessoal fixo e itinerante do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC), em especial John, Carol, Felipe, Flavia, Bruno (Gambé), Renata, Milene, Bernardo, Kauã, Calebe, Pavel, Júlia Assis, Júlia Oshima, Juliana Silveira, Juliana Coelho, Cláudia (se esqueci de alguém, desculpem, são muitas pessoas no LEEC...), sempre dispostos a ajudar, respondendo a perguntas de Ecologia da Paisagem, Modelos, Estatística e principalmente: “O Miltinho está por aí?...” Um obrigado especial ao John por todas as conversas e cálculo de métricas; ao Pavel, obrigado por toda a ajuda com estatística, inglês e aos momentos nerds, fundamentais para boas risadas; à Flavia, por todas as instruções de modelos e por compartilhar sua experiência acadêmica e de vida; ao Felipe Martello, por todas as conversas e ideias mirabolantes de Ecologia e por compartilhar também de sua experiência como pai e algumas camisetas sensacionais para o Dudu; à Julia ASSIS, pela leitura criteriosa e ajuda com o inglês; à Julia Oshima, pela leitura e revisão da disposição do texto (ainda acho que é método, mas...); e ao Bernardo, pela leitura e me botar para pensar nos métodos, resultados, análises, discussão...

Ao pessoal do Laboratório de Herpetologia, em especial a Thais Condez, que através de seu trabalho foi inspiração para a realização do meu trabalho, além da ajuda com o projeto e tantas outras conversas; à Nádia e à Eli por quase sempre me deixaram entrar no laboratório e a todas as outras pessoas que me receberam por lá.

Ao pessoal do Departamento de Ecologia: Cris, Sueli, Beth, Josué, Carlinhos e Sérgio; que ajudaram com todos os problemas decorrentes da vida acadêmica, contribuindo nos “bastidores”, mas que sem dúvida foram fundamentais para superar as burocracias e tantos outros entraves burocráticos.

Ao pessoal da Biblioteca da UNESP de Rio Claro, que sempre estiveram muito dispostos a ajudar e conversar um pouco a mais, além de emprestar uns livros; e especialmente ao Renan, que ajudou na formatação final desse trabalho.

Ao Rafael Cunha Pontes por todo o auxílio com as *Vitreoranas* reais, desde o início do projeto até sua finalização. Ao Mario Sacramento que gentilmente cedeu fotos da *Vitreorana eurygnatha* para ilustrar este trabalho.

Aos amigos de Socorro, em especial, Vítor (que desde 2006 é companheiro de shows, longas conversas, sons, músicas, rodas de violão e ensinamentos das Ciências Humanas e Filosofia. Ainda vamos tocar num estúdio...), Paulo Artur (Joe!), Rafael (Sumaré, feio!), Regiane, Renato, Francis (pô cara, sapos!), que direta ou indiretamente proporcionaram muita força nos raros momentos de descontração. Não poderia deixar de fazer um agradecimento especial ao Rafael (Sumaré, feio!), por ceder sua kit para o vestibular e também na primeira semana de aula (a pior semana da minha vida! =]); pelo apoio em nossa vinda Rio Claro, desde o primeiro dia, passando por toda a ajuda para achar uma casa, a mudança para a kit net, a ajuda com a adaptação, depois com a gravidez, mudança para a nova casa, sempre presente e nos apoiando em todos os momentos. Muito obrigado mesmo cara, se estou terminando, devo grande parte a você.

Aos amigos de trabalho no Restaurante Lusitano, Rodrigo, Bruna, Felipe, Marcelo, Mateus, Zuleide, Giselle e às outras pessoas, valeu o pouco tempo de aprendizagem, muitas caipirinhas, saquerinhas e muitas risadas.

Ao José (Zé) e a Sueli (Sula) que se mostraram valiosos amigos, quando aceitaram meu pedido para serem nossos fiadores. Vocês possibilitaram, mesmo que indiretamente, a conclusão da minha graduação, o término desse trabalho e a formação da minha família. Seremos sempre muito gratos! Também agradeço a todo o pessoal restante de Hortolândia, especialmente à Sonia e ao João, que tiveram importante participação em minha educação, afinal não saía da casa de vocês nos fins de semana quando vinham para Socorro.

Aos ex-vizinhos de kit net, Marcela e Túlio, por toda a ajuda com o início, meio e fim, até todos nos mudarmos das kits. Muito obrigado pelo tempo de convivência, ele foi de grande aprendizado para mim e para a Japa. Um obrigado especial à Marcela e ao Luiz, que me fizeram começar a gostar de forró depois de tanto ouvir, espero que meu som alto não



tenha lhes importunado muito, e um agradecimento especial pela ajuda com o interminável dia da mudança, sempre serei grato a vocês dois!

A Nayara Baraldi que entrou em nossas vidas apenas para fazer bem. Os ensinamentos que sua linda profissão de Obstetrix, suas experiências e o curso que ofereceu me tornaram uma pessoa muito melhor e me ensinou a ver o ser humano de uma nova forma. Também agradeço por ter acompanhado o processo e estar presente no momento de nascimento de nosso filho. Sua presença em nossa vida sempre será lembrada com muita alegria!

Não poderia deixar de mencionar aqui o Sítio Santo Antônio, a casa onde cresci e a todo o ensinamento que o pequeno fragmento de mata logo acima de casa e os lagos do sítio me proporcionaram, me levando a escolher a Ecologia como forma de vida e de trabalho. Sou muito grato a toda paz e tranquilidade, onde grande parte desse trabalho foi digitado e onde tenho, e sempre terei, as melhores horas de sono.

## AGRADECIMENTO ESPECIAL I

Lauren, ou melhor, dizendo Lauren Japa Ono, difícil começar a escrever um agradecimento a você, da mesma forma como nossa ligação se iniciou... Não sabia onde iria parar quando você inicialmente me convidou para assistir aquele filme, em julho de 2007, e também não sei como esse texto irá se estruturar, então apenas estou escrevendo-o. Em todos esses anos já acreditei e desacreditei em muitas coisas, mas tenho certeza de apenas uma coisa: tudo o que é realmente de coração, é simples e verdadeiro, e o inverso também se aplica. Essa afirmação foi você que me ensinou e acredito que em algum momento você também deve ter aprendido. Gostaria de agradecer tudo o que você fez e ainda faz por mim, por acreditar e dar suporte em todos os momentos. Sem dúvida você é umas das pessoas mais decididas que já conheci em minha vida e seu jeito estranho de andar, meio desconfia, talvez tenha sido a diferença que me fez querer saber como é viver ao seu lado para o resto da minha vida. Talvez um dos momentos mais desesperadores que um namorado estudante pode passar é descobrir que sua namorada está grávida e não poder dar o suporte financeiro necessário para auxiliar esse processo. Mas passamos por tudo isso juntos, e foi esse acontecimento que nos uniu ainda mais, para suportar o nascimento de um japinha danado! Isso me leva a acreditar que a frase “Quando nasce um bebe, nasce também os pais” ou algo assim. Foi fantástico poder renascer pai junto ao seu lado, ainda mais de um carinha tão especial, apesar de ele nascer uma miniatura sua... Bem, agora que já agradei à sua mãe carinha, vamos ao seu agradecimento. Paulo Eduardo, seu nome é uma composição dos nomes dos seus avôs, e assim como eles, espero que você tenha as suas grandes qualidades. Como disse acima, você chegou em nossas vidas de surpresa, em um momento em que eu e a sua mãe tomávamos caminhos diferentes, e graças à uma ajudinha muito estranha da sua bisa (Dona Benedita), você chegou para unir seus pais novamente. Saiba que eu e a sua mãe passamos por muita coisa devido à sua chegada inesperada, mas isso com certeza nos proporcionou o maior ensinamento de nossas vidas: o quanto ainda podemos ser capazes de amar um ser humano. Eu lhe agradeço muito por me dar a chance de aprender tanto, de poder cortar seu cordão que o unia à sua mãe de forma humanizada e te trazer a esse mundo. Espero poder continuar a te ensinar as coisas que aprendi nesse meu tempo de vida, com a Ecologia entre outras coisas e assim tentar compensar todo seu ensinamento de como superar o amor, que é simples, de coração e verdadeiro.

## AGRADECIMENTO ESPECIAL II

Renato, você se foi sem que eu pudesse me despedir. Tentei várias vezes te encontrar, mas todas as vezes que fui foram corridas e não obtive sucesso. Da mesma forma que na despedida da Tia Margarida, também não consegui te dar um último adeus. Isso ainda me deixa um pouco frustrado, mas com o tempo isso vai passar. Grande parte da pessoa que eu sou devo a você meu caro. Crescemos juntos e você foi sem dúvida meu grande mestre e amigo, te considerava como um irmão mais velho. Foram grandes momentos de conversas, aprendizado, risadas e principalmente jogos. Final Fantasy VII foi e sempre será o jogo que me fará lembrar a nossa amizade. Mals, mas eu sempre me achei meio parecido mais com o Cloud e você com o Zack. Por coincidência do destino, assim como no jogo, você se foi e agora me sinto na mesma responsabilidade do Cloud de continuar vivendo por você. Afinal, você continua vivo dentro de mim, nas minhas ações e na pessoa que eu sou. Na figura abaixo, a frase significa “Ela nos orienta para a felicidade, seu eterno presente”. Acho que essa figura resume bem sua perda para mim. Nosso convívio acabou de certa forma me orientando para onde vou e como estou levando minha vida. Muito obrigado. Descanse agora meu amigo, sua luta foi extremamente difícil e sua superação sempre será lembrada. Conforta-me a ideia que você ainda vive no Lifestream e pode nos ajudar a continuar a viver. Adeus ou até daqui um tempo, quem sabe...





Fonte: BECK, 2014, p. 43.

“Os anfíbios são como os canários mantidos em antigas minas de carvão: quando o canário morria os mineiros sabiam que tinha vazamento de gás tóxico. Se os anfíbios somem é porque estamos fazendo algo de muito grave para o ecossistema. O homem passou o sinal vermelho da degradação ambiental. E vamos pagar o preço daqui a alguns anos (HADDAD, 2007 apud FIGUEIREDO, 2007)”.

## RESUMO

Anfíbios são organismos sensíveis à perda da quantidade e qualidade de habitat, dado sua limitada locomoção em relação a grandes distâncias e alta dependência de microhabitat para a reprodução. A Mata Atlântica apresenta 543 espécies de anfíbios conhecidas, sendo que 472 espécies (88%) são endêmicas. Porém, atualmente esse bioma apresenta entre 11,4% a 16,0% de sua extensão original, com 80% de fragmentos menores que 50 ha, isolados e com baixo índice de conectividade. Sendo assim, entender como o processo de fragmentação influencia a persistência de anfíbios na Mata Atlântica é essencial para o desenvolvimento de estratégias adequadas para a conservação das espécies. Este trabalho testou o efeito da estrutura da paisagem, em escala regional, sobre a persistência das espécies *Vitreorana eurygnatha* e *V. uranoscopa*. As duas espécies possuem habitat florestal e reprodução aquática, e por isso são potencialmente mais sensíveis ao processo de fragmentação. Para o desenvolvimento do estudo, foram realizadas as seguintes etapas: (i) organização de um banco de dados de levantamentos de anfíbios para o Bioma da Mata Atlântica; (ii) modelagem da adequabilidade de habitat das espécies de interesse para o mesmo bioma; (iii) identificação das paisagens (quadrículas de 2, 5 e 10 km) com alta adequabilidade ambiental e com levantamentos com elevado esforço amostral, a fim de caracterizar as espécies de anfíbios regionais; (iv) avaliação da contribuição relativa dos índices da paisagem (porcentagem de cobertura florestal, conectividade estrutural e funcional) para a persistência das espécies, utilizando seleção de modelos por múltiplas hipóteses concorrentes com base no Critério de Informação de Akaike. Os resultados sugerem que os modelos porcentagem de cobertura florestal e conectividade estrutural e funcional foram plausíveis para explicar a persistência da espécie *V. eurygnatha* sendo a escala fina (2x2 km) a mais adequada. Para *V. uranoscopa*, a melhor escala também foi a de 2x2 km, mas o modelo de conectividade funcional foi o mais plausível, corroborando a hipótese inicial (maiores valores de conectividade resultariam em maiores valores de persistência). Na escala intermediária (5x5 km), todos os modelos se tornaram plausíveis para *V. eurygnatha*, e a persistência deixou de ser explicada pelas variáveis preditoras; já para *V. uranoscopa*, o modelo mais plausível foi o da conectividade estrutural, cujo resultado também corroborou com a hipótese inicial. Por fim, para a escala grosseira (10x10 km), novamente todos os modelos foram plausíveis para *V. eurygnatha*; e para *V. uranoscopa*, o modelo mais plausível foi novamente, a conectividade funcional, de modo que também houve corroboração da hipótese inicial. Esses resultados demonstram que o grupo dos anfíbios são mais sensíveis às mudanças de habitat em escalas finas, e que a conectividade, segundo os modelos analisados, é um fator determinante para garantir a persistências destas espécies para o Bioma da Mata Atlântica. Dessa forma, atenta-se para a importância do direcionamento dos programas de restauração visando aumentar os índices de conectividade entre os remanescentes do bioma da Mata Atlântica através de corredores funcionais, a fim de assegurar a manutenção das populações de anfíbios em longo prazo.

**Palavras-chave:** Adequabilidade de habitat. Conservação da biodiversidade em ampla escala. Multiescala. Ecologia espacial. Conectividade.

## ABSTRACT

Amphibians are sensitive to loss of habitat amount and quality, given their limited mobility over long distances and high dependence on microhabitat for reproduction. The Atlantic Forest has 543 known species of amphibians of which 472 (88%) are endemic. Currently, this same biome has between 11.4% and 16.0% of its original size, with 80% of fragments smaller than 50 ha, isolated and with low connectivity index. Therefore, understanding how fragmentation affects the persistence of amphibians in the Atlantic Forest is essential for the development of appropriate strategies for species conservation. We tested the effect of landscape structure on the persistence of the species *Vitreorana eurygnatha* and *Vitreorana uranoscopa* on a regional scale. Both species have forestry and aquatic breeding habitat, and are therefore potentially more sensitive to fragmentation. To develop the study, we: (i) organized a database with amphibian surveys for the Brazilian Atlantic Forest Biome; (ii) developed habitat suitability models for species of interest for the same biome; (iii) identified landscapes (squares with 2, 5 and 10 km) with high environmental suitability overlapping surveys with high sampling effort to characterize the regional amphibian fauna; (iv) assessed the relative contribution of landscape indices (percentage of forest cover, structural and functional connectivity) to species persistence, using Akaike information criterion to select models from a set of candidate models. Results suggest that the percentage of forest cover models and structural and functional connectivity are plausible to explain the persistence of *Vitreorana eurygnatha* on a fine scale (2x2 km). The best scale for *V. uranoscopa* was also 2x2 km, and the functional connectivity model was the most plausible, supporting the initial hypothesis of greater persistence values for major connectivity values. In the intermediate scale (5x5 km) all models became plausible to *V. eurygnatha*, and species persistence was no longer related to response variables; the most plausible model for *V. uranoscopa* was structural connectivity, also corroborating the initial hypothesis. Finally, for the coarse scale (10x10 km), again all models were plausible to *V. eurygnatha*; as for *V. uranoscopa*, the most plausible model was the functional connectivity model, also corroborating the initial hypothesis. These results demonstrate that amphibians are more sensitive to habitat changes on finer scales and that connectivity is usually a determinant factor to ensure species persistence in the Brazilian Atlantic Forest. Thus the great importance of directing restoration programs towards increasing connectivity between Atlantic Forest remnants through functional corridors to ensure the maintenance of amphibian populations in the long term.

**Keywords:** Habitat suitability. Broad scale biodiversity conservation. Multi-scale. Spatial ecology. Connectivity.

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	15
2	OBJETIVOS E RESULTADOS ESPERADOS .....	20
3	MATERIAL E MÉTODOS .....	21
3.1	Área de estudo .....	21
3.2	Etapas do estudo .....	23
3.3	Espécies estudadas .....	24
3.3.1	<i>Vitreorana eurygnatha</i> (Lutz, 1925) .....	24
3.3.2	<i>Vitreorana uranoscopa</i> (Müller, 1924).....	26
3.4	Banco de dados de levantamento de anfíbios da Mata Atlântica .....	27
3.4.1	<i>Busca, seleção e aquisição de artigos, dissertações e teses</i> .....	27
3.4.2	<i>Estruturação do banco de dados de levantamentos de anfíbios</i> .....	28
3.5	Modelo de Distribuição de Espécies (MDE) ou Adequabilidade de Habitat (MAH) .....	29
3.5.1	<i>Teoria de MDE ou MAH</i> .....	29
3.5.2	<i>Dados de entrada para realização do MAH</i> .....	32
3.5.3	<i>Modelagem de Adequabilidade de Habitat</i> .....	35
3.6	Quadriculação do bioma da Mata Atlântica .....	35
3.7	Inferência sobre a persistência das espécies nas paisagens .....	36
3.8	Mensuração dos índices da paisagem nas quadriculas .....	38
3.9	Análise dos dados .....	39
4	RESULTADOS .....	40
4.1	Banco de dados de levantamentos de anfíbios da Mata Atlântica.....	40
4.2	Modelo de Adequabilidade de Habitat (MAH) .....	41
4.2.1	<i>Pontos de ocorrências das espécies</i> .....	41
4.2.2	<i>Modelo gerado para Vitreorana eurygnatha</i> (Lutz, 1925) .....	42
4.2.3	<i>Modelo gerado para Vitreorana uranoscopa</i> (Müller, 1924).....	45
4.3	Inferência sobre a persistência das espécies nas paisagens .....	48

4.4 Análise dos dados .....	50
5 DISCUSSÃO .....	55
6 CONCLUSÃO .....	59
REFERÊNCIAS .....	60
APÊNDICE A – BANCO DE DADOS DE LEVANTAMENTOS DE ANFÍBIOS DA MATA ATLÂNTICA .....	76
APÊNDICE B – FORMATO DOS ARQUIVOS DO BANCO DE DADOS.....	82



## 1 INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitat é um processo que ocorre na escala da paisagem, envolvendo tanto a perda, como a mudança na configuração do habitat (FRANKLIN; NOON; GEORGE, 2002; FAHRIG, 2003). A perda de habitat é compreendida como a diminuição da área total de habitat, sem necessariamente sua subdivisão; por outro lado, a fragmentação envolve sempre uma mudança na configuração da paisagem, incluindo a subdivisão de uma área em manchas menores e isoladas, podendo ocorrer ou não a perda de habitat (FRANKLIN; NOON; GEORGE, 2002). A fragmentação enquanto processo pode apresentar quatro efeitos sobre a paisagem: (a) redução da quantidade de habitat, (b) aumento do número de manchas (porções de habitat), (c) diminuição dos tamanhos das manchas e (d) aumento do isolamento das manchas (FAHRIG, 2003).

Esses efeitos podem resultar, para algumas espécies, na perda de biodiversidade; por exemplo, espécies que não conseguem atravessar a matriz – porção considerada como não habitat – podem ficar limitadas a pequenas manchas, e tornarem-se assim suscetíveis à redução do tamanho populacional, o que diminui a probabilidade de persistência, além de aumentar a perda de fluxo gênico e, conseqüentemente, as chances de extinções locais (COUVET, 2002; FAHRIG, 2003).

Outro fator resultante da fragmentação, que também pode levar à redução de biodiversidade, é o efeito de borda: paisagens mais fragmentadas contêm maior área de borda – porção em contato com a matriz – em relação à quantidade de habitat, culminando na diferenciação do microhabitat, entrada de espécies invasoras e aumento da probabilidade dos indivíduos saírem do habitat e adentrarem a matriz (MURCIA, 1995; FAHRIG, 2003). Em geral, o tempo gasto na matriz é maior em paisagens mais fragmentadas, aumentando assim a taxa de mortalidade e reduzindo a taxa de reprodução da população em geral (FAHRIG, 2002).

A persistência de uma espécie está relacionada com a quantidade de habitat que a mesma necessita para desenvolver suas funções ecológicas e é diferente para cada espécie e para cada região, principalmente se a espécie em questão necessita de mais de um tipo de habitat em seu ciclo de vida, como é o caso da maioria das espécies de anfíbios (DUELLMAN; TRUEB, 1994; FAHRIG, 2003; CUSHMAN, 2006; BECKER, 2007). No escopo do presente estudo, consideramos a persistência como sendo a capacidade das paisagens em manter organismos de uma dada espécie, onde sua ocorrência potencial é elevada, mesmo com a alteração de seu habitat.

Anfíbios são os vertebrados tetrápodes mais sensíveis à mudança do habitat, pois possuem restrita forma de locomoção em relação a grandes distâncias, habitat específicos e alta dependência de microhabitat para reprodução (HADDAD; PRADO, 2005). As implicações das mudanças no ambiente para as populações de anfíbios tornaram-se mais evidentes a partir do início dos anos 1990, após o Primeiro Congresso Mundial de Herpetologia, onde cientistas do mundo todo notaram que as populações de anfíbios estavam em declínio (ALFORD; RICHARDS, 1999; COLLINS; STORFER, 2003).

As causas que explicam o declínio são muitas, mas atualmente se aceita que existe um sinergismo entre as causas apresentadas. Young et al. (2001) e Collins e Storfer (2003) apresentam algumas hipóteses para explicar o declínio: mudanças climáticas, perda e fragmentação de habitat, sobre-exploração, introdução de espécies exóticas, aumento da intensidade de radiação UV-B, contaminação química, chuva ácida, doenças infecciosas (e. g., *Batrachochytrium dendrobatidis*), e comércio e tráfico de animais silvestres (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2010).

Apesar das hipóteses apresentadas, ainda não há consenso para explicar os motivos pelos quais os declínios populacionais e extinções de espécies de anfíbios têm sido mais graves nos trópicos, como a América do Sul, América Central, Porto Rico e Austrália, do que em outras regiões do mundo (STUART et al., 2004). Essa lacuna de conhecimento tem elevado a complexidade de se promover a conservação da biodiversidade em regiões tropicais, uma vez que, até o presente, não existem estratégias de manejo que sejam consenso para garantir a sobrevivência e persistência dos anfíbios nas paisagens (STUART et al., 2004).

Embora exista uma grande quantidade de variáveis sinérgicas afetando o declínio das populações de anfíbios, a perda e fragmentação de habitat são apontadas como um dos principais fatores responsáveis pelo mesmo (ALFORD; RICHARDS, 1999; BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002; STUART et al., 2004). Os anfíbios são muito afetados pela fragmentação devido às suas características intrínsecas: (1) capacidade de movimentação relativamente baixa; (2) alta vulnerabilidade à morte quando se deslocam através das estradas e matrizes; e (3) baixa tolerância à alteração do habitat, o que agrava os efeitos da perda de habitat, degradação e efeitos de borda (CUSHMAN, 2006).

O Brasil possui a maior riqueza de espécies de anfíbios do mundo, atualmente com 1.026 espécies, sendo que a grande maioria pertence à ordem Anura (sapos, rãs e pererecas), incluindo 988 espécies, representadas por 19 famílias e 87 gêneros; seguido da ordem Gymnophiona (cobras-cegas ou cecílias), com 33 espécies em quatro famílias e 12 gêneros; e a ordem Caudata (salamandras), com cinco espécies em uma mesma família e gênero

(SEGALLA et al., 2014). O bioma da Mata Atlântica apresenta 543 espécies de anfíbios, que são divididas em 529 anuros e 14 cecílias, sendo que 472 dessas espécies (88%) são endêmicas (HADDAD et al., 2013); esse número total de espécies representa 7% das 7.345 espécies descritas até o momento (HADDAD et al., 2013; FROST, 2015).

Além do alto grau de endemismo, o bioma da Mata Atlântica detém a maior parte das espécies ameaçadas de extinção do Brasil (SILVANO; SEGALLA, 2005), que em 2002, contava com 15 espécies ameaçadas e uma extinta em todo o país (IBAMA, 2003). No entanto, em revisão sobre listas nacionais e estaduais, Moraes et al. (2012), apontaram 61 espécies ameaçadas. Eterovick et al. (2005), destacaram 31 espécies cujas populações encontram-se em declínio para o todo Brasil, sendo todas elas com ocorrência para o bioma da Mata Atlântica, abrangendo as famílias Leptodactylidae (19), Hylidae (7), Centrolenidae (2), Dendrobatidae (2) e Bufonidae (1).

Mais grave ainda é que a quantidade de habitat desse bioma encontra-se muito reduzida, com cerca de 11,4% a 16,0% de sua extensão original, com 80% dos fragmentos menores que 50 ha, isolados e com baixo nível de conectividade (RIBEIRO et al., 2009). Embora a biodiversidade de anfíbios ainda seja elevada e com alto nível de endemismo, o acentuado grau de perda de habitat e fragmentação que a Mata Atlântica apresenta sugere que uma parte expressiva dessa biodiversidade pode ser perdida ao longo do tempo (HADDAD; PRADO, 2005). Esse efeito de atraso de resposta na perda de espécies em função do tempo de modificação na paisagem é conhecido como “resposta com atraso temporal” (*time-lagged response*; TILMAN et al., 1994, METZGER et al., 2009).

Dessa forma, entender como o processo de fragmentação influencia a distribuição dos organismos e sua manutenção (i.e. persistência) ao longo do espaço e tempo, é essencial para se promovam estratégias adequadas para a conservação da biodiversidade, em especial para anfíbios (METZGER et al., 2009). Entretanto, estudar a distribuição das espécies, e mesmo inferir sobre sua persistência nas paisagens é complexo, considerando o elevado custo para os levantamentos de dados em campo, principalmente para regiões tropicais, onde a biodiversidade do grupo é bastante elevada (METZGER et al., 2007; SEGALLA et al., 2014).

Para solucionar este problema, pode-se fazer uso de Modelos de Distribuição de Espécies (MDE) ou de Adequabilidade de Habitat (MAH), que permitem estimar a probabilidade de ocorrência de espécies ou o quão adequada uma combinação de variáveis ambientais é para a espécie de interesse. Nesses casos, são utilizados dados de localização da espécie e de variáveis ambientais como temperatura, precipitação e relevo (GUISAN; THUILLES, 2005). Considerando-se que anfíbios são altamente dependentes de seu habitat

específico e possuem baixa capacidade de locomoção, sua ocorrência pode ser diretamente associada às particularidades de seu habitat, o que torna passível a modelagem da ocorrência potencial deste grupo (GIOVANELLI et al., 2010).

Em um sentido mais amplo, as técnicas de modelagem têm sido bastante utilizadas na literatura recente, sendo aplicadas em escalas locais (ROQUE et al., 2010), da paisagem (MARTENSEN et al., 2008; METZGER et al., 2009; FERRAZ et al., 2012) ou espacialmente mais amplas, como por exemplo, de bioma ou continentais (CARNAVAL; MORITZ, 2008; GIOVANELLI et al., 2010; PORTO et al., 2012). Dependendo de cada pergunta, processo ecológico de interesse ou dimensão espacial, diferentes abordagens metodológicas ou tipos de variáveis respostas de interesse são consideradas. Por exemplo, em escalas locais ou de paisagem, podem ser utilizados tanto dados de abundância ou frequência de ocorrência como variáveis respostas (DIXO, 2004; DIXO; MARTINS, 2008; METZGER et al., 2009; MARTENSEN et al., 2012); já em outras condições, dados de detecção ou de detecção/não detecção das espécies são suficientes (CARNAVAL; MORITZ, 2008; BOSCOLO; METZGER, 2011).

Para explicar a persistência de uma determinada espécie, deve-se entender a partir das ocorrências e das propriedades de populações atuais, quais seriam as condições em que estas populações tenderiam a se extinguir ou a se perpetuar em determinada região (METZGER et al., 2007). Uma vez compreendendo-se os principais fatores que influenciam a persistência de determinada espécie, é possível extrapolar sua distribuição espacial com base nos padrões observados em uma região para outra região, ou mesmo para outro momento ao longo do tempo (passado ou futuro; METZGER et al., 2007).

Para que se explique a persistência de espécies de anuros, deve-se atentar para o habitat e para o tipo de reprodução das mesmas, para as quais os efeitos decorrentes das modificações em seu habitat natural podem ser distintos. Segundo Becker et al. (2007), para populações com indivíduos florestais e com reprodução aquática, o efeito da fragmentação será mais pronunciado, uma vez que, além de perder seu habitat específico (floresta), em muitos casos esses indivíduos terão que sair do fragmento para procurar outros sítios de reprodução (corpos d'água), ficando assim, mais vulneráveis a pressões fisiológicas e de predação. Por outro lado, espécies florestais com reprodução terrestre geralmente são especialistas em determinados tipos de habitat, e apesar de não necessitarem sair do fragmento para reproduzir-se, são sensíveis a variações no seu habitat (CUSHMAN, 2006; BECKER et al., 2007).

A grande maioria dos estudos de anfíbios ocorre em escalas locais, e em alguns casos usa-se uma abordagem de paisagem (BECKER et al., 2009; CONDEZ; SAWAYA; DIXO, 2009; METZGER et al., 2009). No entanto, se considerarmos que a adoção de estratégias de conservação em ampla escala necessita da compreensão dos efeitos da degradação ambiental também em ampla escala (TAMBOSI et al., 2014; BANKS-LEITE et al., 2014), ainda são poucos os estudos que têm dedicado esforços nesse sentido para a conservação dos anfíbios da Mata Atlântica.

Sendo assim, este estudo busca entender como a fragmentação afeta a persistência de duas espécies de anuros florestais com reprodução aquática em diferentes escalas de análise para todo o bioma da Mata Atlântica. A abordagem em multiescalas é utilizada para testar a hipótese de que análises realizadas em escalas finas respondem melhor para o grupo dos anfíbios anuros, dado que esses organismos possuem restrita forma de locomoção e alta dependência de microhabitat para reprodução (HADDAD; PRADO, 2005; CUSHMAN, 2006; BOSCOLO; METZGER, 2009; LYRA-JORGE et al. 2010). A segunda hipótese testada partiu do pressuposto de que quanto mais conservada a paisagem (i.e., maior porcentagem de cobertura florestal e maior conectividade), mais alta é a probabilidade de persistência (GIBBS, 1998a; CUSHMAN, 2006; HOMAN et al., 2006).

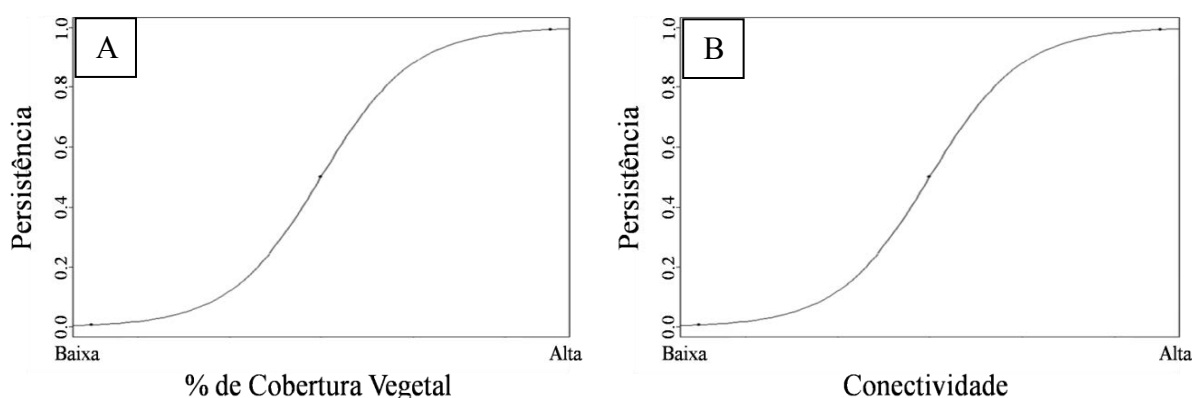
## 2 OBJETIVOS E RESULTADOS ESPERADOS

O objetivo principal deste estudo foi investigar se a estrutura da paisagem em escala regional pode explicar a persistência de duas espécies de anfíbios anuros florestais com desenvolvimento larval aquático, sendo essas: *Vitreorana eurygnatha* e *Vitreorana uranoscopa*. Para tanto, foram realizados os objetivos específicos:

1. Organizar um banco de dados de levantamentos de anfíbios para todo o Bioma da Mata Atlântica;
2. Modelar a distribuição potencial, com base na adequabilidade de habitat, das duas espécies de interesse, também para o mesmo bioma;
3. Identificar as paisagens com alta adequabilidade de habitat e com levantamentos com elevados esforços amostrais, a fim de caracterizar as espécies de anfíbios regionais;
4. Avaliar a contribuição relativa dos índices da paisagem (porcentagem de cobertura florestal, conectividade estrutural e funcional) para a persistência das espécies, utilizando a seleção de modelos por múltiplas hipóteses concorrentes, com base no critério de informação de Akaike (AIC).

Os resultados esperados para as hipóteses apresentadas anteriormente são apresentados nas Figuras 1-A e Figura 1-B.

**Figura 1** - Tendências do padrão das respostas esperadas. A – persistência vs. porcentagem de cobertura florestal. B – persistência vs. conectividade.



### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em toda a extensão do Bioma da Mata Atlântica, sendo que do ponto de vista biológico, ficou restrito aos locais em que se obtiveram levantamentos de anfíbios. A Mata Atlântica cobria cerca de 150 milhões de ha e estendia-se desde as latitudes 3° S a 31° S, e longitudes 35° W a 60° W, sendo que 92% da distribuição original está localizada na costa brasileira (Figura 2, RIBEIRO et al., 2009).

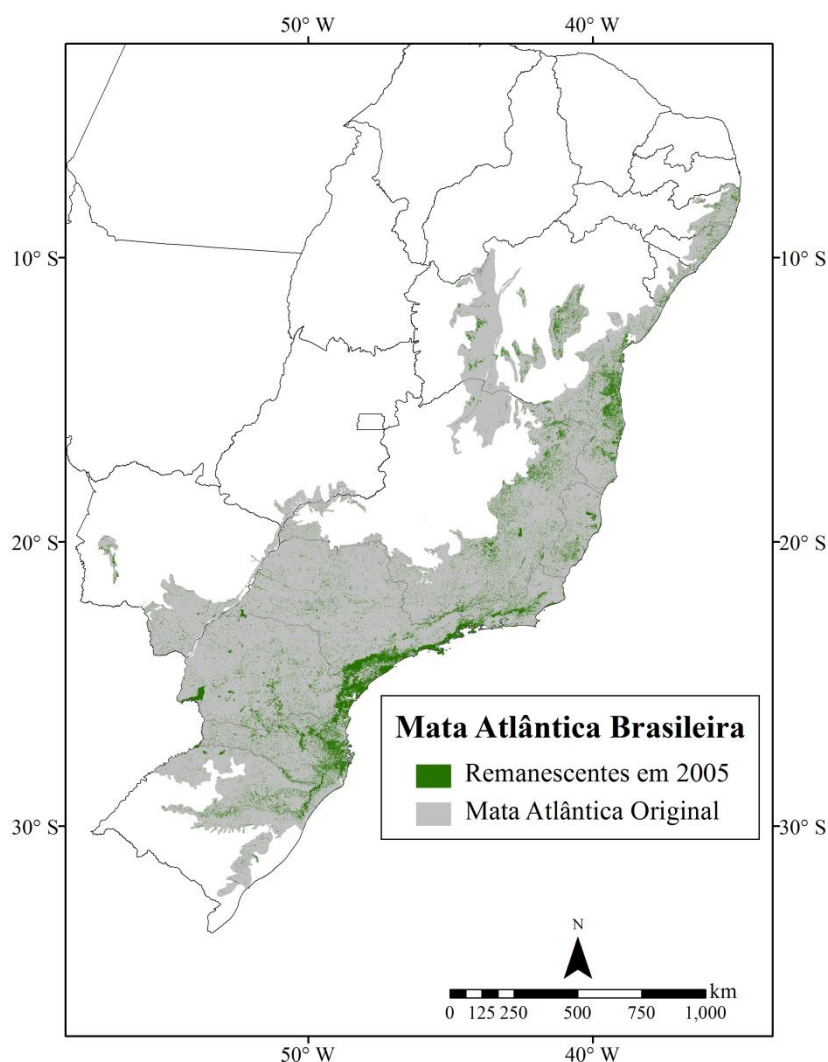
Esse bioma é composto por dois tipos principais de vegetação: a floresta costeira ou Floresta Ombrófila Densa e a floresta tropical sazonal ou Floresta Estacional Semidecídua (MORELLATO; HADDAD, 2000; HADDAD et al., 2013). A Floresta Ombrófila Densa está compreendida principalmente de baixa a médias elevações (~1000 m), estendendo-se das encostas leste de cadeia montanhosa e ao longo da costa do sul, até a costa nordestina do Brasil; já a Floresta Estacional Semidecídua se entende por todo o planalto (geralmente > 600 m), no centro e interior do sudeste do país (MORELLATO; HADDAD, 2000; HADDAD et al., 2013). Além dessas formações florestais, também estão inseridos nesse bioma os ecossistemas de ilhas oceânicas, praias, costões rochosos, dunas e restingas, manguezais e marismas (pântano formado pela água do mar), e campos ou brejos de altitude (HADDAD et al., 2013).

A distribuição longitudinal explica as diferenças na composição vegetal da floresta, graças à diminuição das chuvas conforme o aumento da distância das costas (efeito da continentalidade e da cadeia de montanhas da Serra do Mar, no sentido leste-oeste), sendo que as áreas costeiras recebem grandes quantidades de chuva durante todo o ano, enquanto as florestas do interior recebem cerca de quatro vezes menos (PEREIRA, 2009; RIBEIRO et al., 2009). Essas características geográficas, combinadas com a grande variedade altitudinal, proporcionaram alta diversidade e endemismos de espécies (MORELLATO; HADDAD, 2000; PEREIRA, 2009; RIBEIRO et al., 2009; HADDAD et al., 2013), fazendo da Mata Atlântica um *hotspot* para a conservação mundial da biodiversidade, dado também ao seu elevado grau de degradação (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2005; CONSERVATION INTERNATIONAL, 2012).

No entanto, desde o início da colonização europeia, a Mata Atlântica vem sendo degradada, principalmente para o uso de madeira, lenha, carvão vegetal, agricultura (cultura de café e cana-de-açúcar), pecuária e, a partir dos últimos 150 anos, para a edificação das

idades, que vêm ameaçando os remanescentes florestais e toda a sua biodiversidade (DEAN, 1996; MORELLATO; HADDAD, 2000; TABARELLI et al., 2005; HADDAD et al., 2013). Grande parte desses remanescentes florestais encontra-se em áreas protegidas ou unidades de conservação como Reservas Biológicas, Estações Ecológicas, Parques e Áreas de Proteção Ambiental, mas que ainda são insuficientes para garantir a conservação da grande biodiversidade atrelada à Mata Atlântica brasileira (HADDAD et al., 2013).

**Figura 2** - Distribuição original (em cinza claro) e floresta remanescente (em verde) do Bioma da Mata Atlântica Brasileira (mapeamento de 2005 da ONG SOS Mata Atlântica, Sistema de Coordenadas Geográficas, Datum WGS-84).



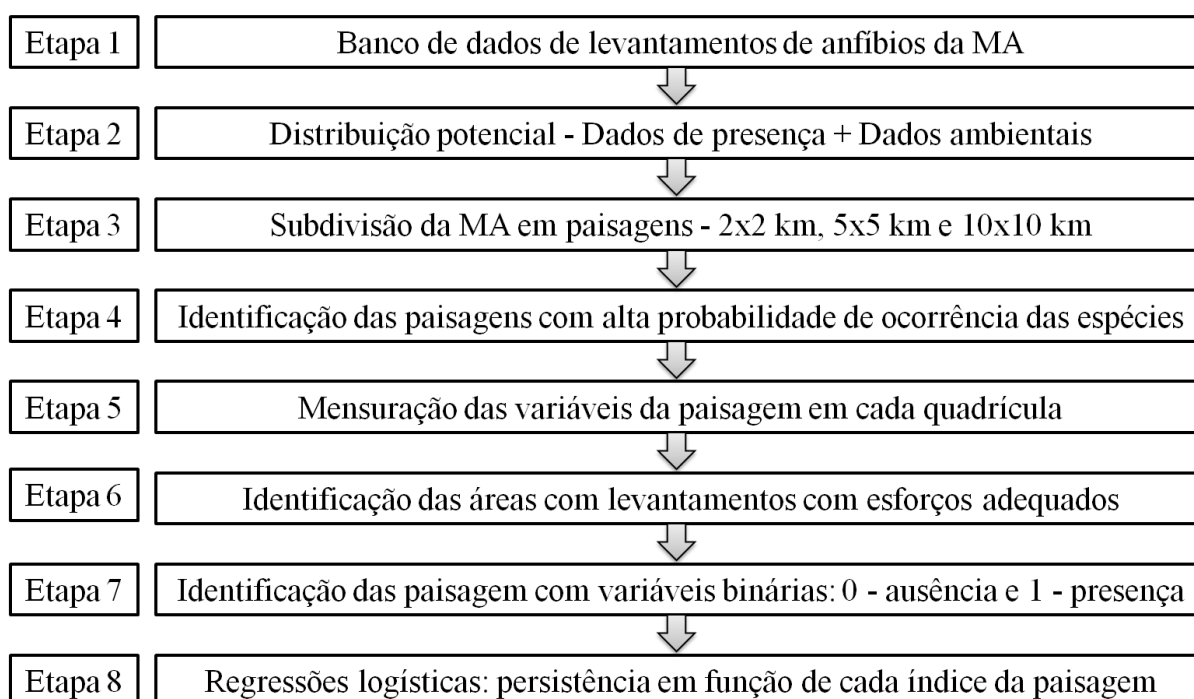
Fonte: Mapa - elaborado pelo próprio autor. Dados - SOS Mata Atlântica, mapeamento de 2005, 2014.



### 3.2 Etapas do estudo

A Figura 3 apresenta as etapas realizadas para verificar como a fragmentação afeta a persistência de anfíbios anuros no bioma da Mata Atlântica. Persistência é a variável resposta, e o efeito da fragmentação é representado por diversas variáveis preditoras, medidas a partir de índices da paisagem (porcentagem de cobertura florestal e conectividades estrutural e funcional; RUTLEDGE, 2003; SÍMOVÁ; GDULOVÁ, 2012).

**Figura 3** - Plano de desenvolvimento dos métodos.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Para calcular a persistência, primeiramente organizou-se um banco de dados com levantamentos de anfíbios para todo o bioma da Mata Atlântica (Etapa 1). Com esses dados organizados, os pontos de ocorrência das espécies de interesse (*Vitreorana eurygnatha* e *V. uranoscopa*) presentes no banco de dados, juntamente com dados de sites de ocorrência de espécies (GBIF, 2014; SPECIESLINK, 2014) e variáveis ambientais (AMBDATA, 2014), foram utilizados para realizar a modelagem de adequabilidade de habitat para essas espécies, através do software MaxEnt (Etapa 2; PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006; PHILLIPS; DUDÍK, 2008).

Em seguida, houve a subdivisão do bioma em quadrículas com diferentes dimensões (Etapa 3; METZGER et al., 2007) e foram adotadas apenas as quadrículas onde houve

levantamentos com esforço amostral adequado (considerado pelo número de espécies encontradas, método de amostragem e esforço amostral) e alta adequabilidade (acima de 0,4), para avaliar a persistência (Etapas 4 e 6). Com isso, se nas quadrículas avaliadas, o levantamento apontasse a espécie, a quadrícula era considerada com o valor "um" (i.e., a espécie ainda persiste); de modo contrário, se na quadrícula não houvesse registro da espécie, foi adotado para a quadrícula o valor "zero" (i.e., a espécie não persistiu; Etapa 7).

Posteriormente, nessas quadrículas foram calculadas as variáveis preditoras, i.e, da estrutura da paisagem (porcentagem de cobertura florestal, conectividade estrutural e conectividade funcional), com auxílio do software GRASS (Etapa 5; GRASS DEVELOPMENT TEAM, 2012; NETELER et al., 2012). Por fim, foram realizadas regressões logísticas para essas três variáveis e, para verificar qual modelo foi mais plausível, usou-se a seleção de modelos por AIC, concorrendo também o modelo nulo (Etapa 8; BURNHAN; ANDERSON, 2002; R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014).

### 3.3 Espécies estudadas

As espécies escolhidas para a realização da pesquisa foram *Vitreorana eurygnatha* e *Vitreorana uranoscopa*, ambas pertencentes à Família Centrolenidae e com nichos semelhantes, de forma que as possíveis respostas para uma espécie poderiam ser verificadas para a outra. Além disso, as duas espécies são endêmicas da Mata Atlântica e apontadas com declínio populacional (ETEROVICK et al., 2005; GUAYASAMIN et al., 2009).

Os critérios de escolha das espécies para o estudo foram feitos de modo que fosse possível avaliar sua persistência nas paisagens. Alguns critérios foram elencados para a seleção das espécies: 1) que apresentasse preferência por habitat florestais; 2) que possuísse reprodução aquática (fase larval aquática), pois assim seriam possivelmente mais sensíveis à fragmentação (BECKER, 2007); 3) que possuísse ampla distribuição no bioma da Mata Atlântica; e 4) que não fosse uma espécie com alta abundância; sendo considerada de características intermediárias de sensibilidade. A seguir são apresentados mais detalhes sobre as duas espécies selecionadas.

#### 3.3.1 *Vitreorana eurygnatha* (Lutz, 1925)

*Vitreorana eurygnatha* é um anuro de pequeno porte (17 a 23 mm de comprimento rostro-cloacal), de cor verde e com olhos voltados para frente e proeminentemente elevados,

possuindo um saco vocal único (PROVETE, 2012). A textura dorsal é lisa ou finamente granular com células de pigmento regularmente espaçadas; o ventre é liso com pele transparente, através do qual os órgãos internos são visíveis (Figura 4-B e Figura 4-C, PROVETE, 2012).

Os indivíduos vivem dentro das florestas perto de córregos pequenos (geralmente 1-2 m de largura; PROVETE, 2012). Os machos vocalizam durante a noite em vegetação rasteira e arbustos na época das chuvas, de agosto a janeiro (HADDAD; SAZIMA, 1992). As fêmeas depositam a desova diretamente sobre a superfície de folhas pendentes a córregos com fluxos rápidos; ao eclodirem, os girinos caem nas correntes de água onde se alimentam até a metamorfose (modo 25 de HADDAD; PRADO, 2005). Os girinos são encontrados em meio a folhas mortas, lama, gravetos e areia no fundo dos riachos, geralmente perto de águas turbulentas (Figura 4-A, HADDAD; SAZIMA, 1992).

**Figura 4** - Imagens da *Vitreorana eurygnatha*. A – Girino albino da espécie; B – Indivíduo adulto, sobre folhagens; C – Outro indivíduo adulto, sobre folhagens.



Fonte: cortesia de Mário Sacramento.

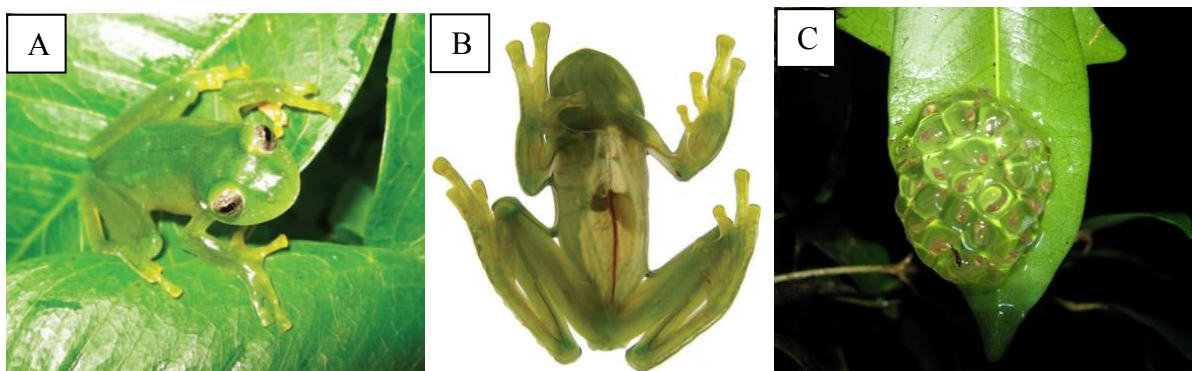
A espécie está distribuída ao longo da Mata Atlântica, na Serra do Mar e Serra da Mantiqueira, nos Estados da Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, leste de Minas Gerais, São Paulo, Paraná e Santa Catarina e no leste do Brasil acima de 1.700 m (PROVETE, 2012). Pode ser encontrada no Parque Estadual Nova Baden (Lambari-MG), Parque Estadual de Ibitipoca (Lima Duarte-MG), Parque Nacional da Serra da Bocaina (São José do Barreiro-SP), Parque Estadual da Serra do Mar (Ubatuba-SP) e Parque Nacional da Tijuca (Rio de Janeiro-RJ; PROVETE, 2012).

### 3.3.2 *Vitreorana uranoscopa* (Müller, 1924)

*Vitreorana uranoscopa* também é um anuro de pequeno porte (19,5 a 25,8 mm de comprimento rostro-cloacal), de coloração dorsal verde vivo e rostro arredondado, com os olhos voltados para frente e localizados dorso-lateralmente; os machos possuem um único saco vocal (PROVETE, 2012). O dorso é liso ou pouco granular (Figura 5-A); o ventre também é liso, com a pele transparente, através da qual os órgãos internos são visíveis (Figura 5-B, PROVETE, 2012). Os girinos são típicos de riachos, onde são encontrados enterrados em meio a folhas mortas, lama, gravetos e areia do leito, geralmente perto de águas turbulentas (PROVETE, 2012).

Esta espécie vive no interior de florestas perto de pequenos córregos com fundo rochoso e baixa corredeira em matas primárias, sendo menos comumente encontradas em matas secundárias e áreas abertas (PROVETE, 2012). Os machos vocalizam durante a noite em vegetação baixa na estação chuvosa de agosto a janeiro ou de novembro a março (PROVETE, 2012). Esta espécie coloca uma única camada de alguns poucos ovos diretamente sobre a superfície superior de folhas pendentes acima de córregos, de onde os girinos, ao eclodirem, caem e continuam o seu desenvolvimento na água (Figura 5-C, Modo 25 de HADDAD; PRADO, 2005).

**Figura 5** - Imagens da *Vitreorana uranoscopa*. A – Indivíduo adulto sobre folhagens; B – Indivíduo adulto, com o ventre transparente à mostra; C – Ovos depositados pendente sobre a vegetação, acima de um riacho.



Fonte: MAFFEI; UBAID; JIM, 2011.

A espécie está distribuída ao longo da Floresta Atlântica (Mata Atlântica Semidecídua, Floresta Ombrófila Mista e na Floresta Ombrófila Densa) na Serra do Mar e na Serra da Mantiqueira, nos Estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, São Paulo, Paraná,

Santa Catarina e Rio Grande do Sul (PROVETE, 2012). Pode ser encontrada dentro de áreas protegidas, como, por exemplo, o Parque Nacional da Serra da Bocaina (São José do Barreiro-SP), Parque Estadual da Serra do Mar (Ubatuba-SP), Parque Estadual de Caetetus (Gália-SP), Parque Nacional da Tijuca (Rio de Janeiro-RJ), Reserva do Patrimônio Natural Serra do Caraça (Catas Alto-MG), Reserva Rio das Pedras (Mangaratiba-RJ), RPPN Salto Morato (Guaraqueçaba-PR), Parque Estadual Mata dos Godoy (Londrina-PR) e Floresta Nacional de Chapecó (Chapecó-RS; PROVETE, 2012).

### **3.4 Banco de dados de levantamento de anfíbios da Mata Atlântica**

O banco de dados foi estruturado a partir de dados de levantamentos de anfíbios para toda a Mata Atlântica, na forma de artigos, teses de conclusão de curso, dissertações, teses e livros. Esses arquivos, quando disponíveis, foram adquiridos, e armazenados. Os dados dessas publicações foram organizados em um arquivo de planilha eletrônica. Mais detalhes seguem nos itens abaixo.

#### **3.4.1 Busca, seleção e aquisição de artigos, dissertações e teses**

A busca dos artigos se deu através de bases de dados como a Web of Science, Scopus, Scielo e Google Acadêmico, sendo que o assunto da busca foi “Amphibian\* Atlantic Forest” e “Anuran\* Atlantic Forest”. Já a busca de dissertações e teses foi realizada através do Google Acadêmico e de bases de busca de bibliotecas de diversas universidades.

A seleção dos trabalhos se restringiu aos que fizeram menção a levantamentos da comunidade de anfíbios, sendo que trabalhos em que houve apenas o estudo de uma espécie, como por exemplo, história natural ou distribuição geográfica, foram dispensados. No entanto, trabalhos onde houve registros únicos das espécies de interesse (*Vitreorana eurygnatha* e *V. uranoscopa*) foram selecionados para aumentar os pontos de ocorrência das mesmas.

Alguns dos trabalhos foram utilizados para a aquisição de outros trabalhos por meio da busca cruzada em suas referências, de forma que abrangessem levantamentos nos Estados em que ocorre o Bioma da Mata Atlântica (Quadro 3, Apêndice A). Por fim, a seleção e aquisição dos artigos, dissertações e teses ficaram restritos aos trabalhos de livre acesso e com acesso institucional.

### 3.4.2 Estruturação do banco de dados de levantamentos de anfíbios

O banco de dados foi elaborado em um arquivo de planilha eletrônica, sendo estruturado como mostra os Quadros 4 e 5 do Apêndice B. Esse arquivo contém duas planilhas, sendo que a primeira (Quadro 4) reúne os dados referentes ao esforço amostral dos levantamentos: nessa tabela constam as informações do código numérico, tipo de material, autor das coletas, método de amostragem, esforço amostral, início e fim das coletas, coordenadas geográficas (latitude e longitude) e precisão dessas coordenadas. Na segunda planilha (Quadro 5), constam o código numérico e o nome das espécies registradas nos levantamentos.

Na planilha 1 (Quadro 4), para cada trabalho foi atribuído um código numérico identificador: 001, 002, 003..., o qual foi salvo no início do nome dos arquivos dos trabalhos para facilitar a organização e posterior localização e busca dos mesmos. Além disso, em tipo de material, os trabalhos foram classificados como artigo, monografia (tese de conclusão de curso), dissertação, tese ou ainda livro. O autor da coleta foi tabulado como sendo todos os autores dos artigos e dos livros, no caso desse material; e no caso de teses de conclusão de curso, dissertações ou teses, apenas o autor desses trabalhos foi identificado como autor da coleta.

Em métodos de amostragem, foi descrito o tipo e a forma que o autor utilizou para realizar o levantamento das espécies do local, sendo que na maioria dos trabalhos, pôde-se notar o uso de mais de um tipo de método, o que aumentou o poder de amostragem nesses trabalhos (busca ativa, armadilha de interceptação e queda e ainda encontros ocasionais). Já o esforço amostral, resume por quanto tempo (horas, dias ou meses – nem todos possuíam todas essas informações) o autor utilizou o(s) método(s) de amostragem para realizar o levantamento. Essas últimas duas categorias de dados (métodos de amostragem e esforço amostral) foram fundamentais para selecionar os trabalhos com esforços amostrais adequados para afirmar a ausência potencial das espécies focos (*Vitreorana eurygnatha* e *V. uranoscopa*).

O início e fim das coletas dizem respeito simplesmente ao mês e ano do início e do fim dos levantamentos. As coordenadas geográficas resumem os dados da localidade, obtidos, da forma mais detalhada possível, dentro do próprio trabalho. Entretanto, em trabalhos em que a coordenada não foi fornecida até segundos, foi necessário a utilização do Google Earth para refinar as mesmas. Para adequar a precisão da coordenada, utilizou-se dados como o tipo de localidade em que essa coordenada foi coletada, por exemplo, a sede de um parque, de uma

fazendo ou a sede de um município. Em relação aos diferentes Datum e aos erros que as coordenadas pudessem apresentar, os trabalhos que informaram seus Datum foram utilizados se os mesmos foram WGS84 ou foram reprojctadas para o mesmo.

Na planilha 2 (Quadro 5), há o código numérico identificador para cada trabalho numa coluna e as espécies registradas na outra. Nessa segunda coluna, têm-se todas as espécies que o autor listou em seu trabalho. Essa lista com as espécies pôde muitas vezes ser encontrada nos resultados do próprio trabalho ou em apêndices e material suplementar. Nessa tabela, os dados foram organizados de forma a facilitar o manuseio dos mesmos, como mudanças na taxonomia ou identificar as espécies em cada localidade: um nome por espécie para cada linha numa coluna e o código numérico do trabalho referente na outra.

O banco de dados ainda não se encontra finalizado, dado que muitas das espécies compiladas nos levantamentos ainda carecem de atualizações taxonômicas, que poderão ser realizadas com o auxílio do site Amphibian Species of the World: an Online Reference (FROST, 2015). Além disso, planos de manejos podem ser uma importante fonte de dados de levantamentos de espécies; futuramente esses dados podem ser incorporados ao banco de dados através de planos de manejo disponíveis no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC).

### **3.5 Modelo de Distribuição de Espécies (MDE) ou Adequabilidade de Habitat (MAH)**

O modelo de adequabilidade de habitat é uma representação geográfica da adequabilidade ambiental para a ocorrência de uma espécie, que é baseado na composição de uma parte do nicho realizado da mesma. A parte do nicho é estimada por algoritmos que levam em consideração os pontos de ocorrência da espécie e as variáveis ambientais que se julga importante para a ocorrência da espécie; um desses algoritmos mais utilizados é o de máxima entropia (MaxEnt), que tem demonstrado ótimos resultados quanto à modelagem da adequabilidade das espécies.

#### **3.5.1 Teoria de MDE ou MAH**

Modelo é uma representação simples de um fenômeno complexo. É uma abstração, e, portanto, não contém todas as características do sistema real. Dessa forma, para um modelo ser útil, ele deve compreender as características essenciais para a questão a ser resolvida ou descrita (SOETAERT; HERMAN, 2009).

Em Ciências Biológicas e especialmente na Ecologia, uma parte considerável dos estudos é realizada com o uso de modelos, tendo em vista a alta complexidade da organização dos sistemas ecológicos. Grande parte da modelagem é usada para fazer previsões na dinâmica de populações, estruturação das comunidades ou funcionamento dos diferentes componentes e processos dos ecossistemas, além da ecologia de paisagens, que possui muitas unidades complexas e muitas vezes espacialmente extensas (METZGER et al., 2007; SOETAERT; HERMAN, 2009).

Um dos assuntos muito requisitados para a modelagem em Ecologia é a distribuição das espécies. A área de distribuição de uma espécie é uma expressão complexa de sua ecologia e história evolutiva, determinada por diversos fatores que operam com diferentes intensidades em diferentes escalas, de modo que quatro classes de fatores determinam áreas em que uma espécie ocorre: (1) condições abióticas; (2) fatores bióticos; (3) dispersão; e (4) capacidade evolutiva (SOBERÓN; PETERSON, 2005).

As condições abióticas incluem aspectos do clima, ambiente físico, condições edáficas, dentre outras, que impõem limites fisiológicos sobre a capacidade das espécies de persistir em uma área (SOBERÓN; PETERSON, 2005; PETERSON et al., 2011). Os fatores bióticos incluem o conjunto de interações com outras espécies que modificam a capacidade das espécies em manter suas populações. Estas interações podem ser positivas (por exemplo, mutualistas, como dispersores de sementes, polinizadores etc.) ou negativas (por exemplo, competidores, predadores, doenças). Ao limitar ou prover melhores condições para processos populacionais, as interações podem afetar as distribuições das espécies (SOBERÓN; PETERSON, 2005; PETERSON et al., 2011).

As regiões que são acessíveis à dispersão pelas espécies de alguma área original são extremamente importantes na distinção entre a distribuição real de uma espécie e sua distribuição potencial, com base na configuração da paisagem e das suas habilidades de dispersão (SOBERÓN; PETERSON, 2005; PETERSON et al., 2011). A capacidade evolutiva das populações de se adaptarem às novas condições, geralmente é assumida como insignificante, no entanto, é uma consideração adicional e importante deve delinear as possibilidades de distribuição de espécies (SOBERÓN; PETERSON, 2005; PETERSON et al., 2011).

Esses fatores interagem de forma dinâmica e com diferentes intensidades em diferentes escalas para produzir a entidade complexa e fluida que se chama de distribuição geográfica da espécie (SOBERÓN; PETERSON, 2005; PETERSON et al., 2011). Apesar de esses importantes componentes definirem a distribuição de uma espécie, apenas as condições



abióticas são passíveis de serem modeladas, dado a grande complexidade, desconhecimento, ou mesmo incapacidade de gerar as variáveis dos outros componentes (SOBERÓN; PETERSON, 2005; PETERSON et al., 2011).

Sendo assim, um Modelo de Distribuição de Espécies (MDE) é a estimativa das condições abióticas que uma espécie necessita para estar presente em tal local, de modo que essas condições são as variáveis que compõem parte do nicho realizado dessa espécie (SOBERÓN; PETERSON, 2005; PETERSON et al., 2011).

Com isso, um MDE é a extrapolação dos dados de distribuição de espécies no espaço e no tempo, geralmente com base em um modelo estatístico (FRANKLIN, 2009). O desenvolvimento de um MDE começa com observações de ocorrências das espécies, e com as variáveis ambientais que se pensa influenciar a adequabilidade do habitat dessa espécie e, portanto, a distribuição das mesmas (FRANKLIN, 2009).

O modelo pode ser quantitativo ou baseado em regras e, se há um bom ajuste entre a distribuição das espécies e as variáveis preditoras, a relação pode fornecer informações sobre tolerâncias ambientais das espécies ou preferências de habitat (FRANKLIN, 2009). Os modelos também oferecem a oportunidade de fazer uma previsão espacial: um mapeamento preditivo, ou extrapolação geográfica usando o próprio modelo que resulta em uma previsão espacialmente explícita da distribuição de espécies ou do habitat adequado (FRANKLIN, 2009).

Saber a distribuição das espécies no espaço é fundamental para elucidar questões na área de biogeografia, biologia da conservação, ecologia, biologia evolutiva, e em outras áreas mais diretamente aplicadas, como casos de saúde pública (epidemias e vetores de doenças), ou ainda, saber como pode ocorrer a invasão de espécies exóticas ou encontrar novos locais adequados para a ocorrência das espécies, decorrentes das mudanças climáticas (PETERSON et al., 2011).

Existem muitos algoritmos para compor um MDE, no entanto, o algoritmo de “Máxima Entropia”, usado pelo software MaxEnt, é particularmente mais utilizado devido à características como: 1) este algoritmo normalmente supera outros baseados na precisão da previsão; e 2) o software é particularmente fácil de usar (ELITH et al., 2006; MEROW; SMITH; SILANDER JR., 2013). Suas saídas são áreas adequadas para a ocorrência das espécies, o que determina seu nome mais conceitual como Modelos de Adequabilidade de Habitat (MAH, KEARNEY, 2006).

A adequabilidade possui variação de próximo a zero a valores próximos a um, de modo que quanto mais próximo de um, mais o ambiente é adequado para a ocorrência de uma

espécie, e de modo contrário, quanto mais próximo de zero, menos adequado esse ambiente é para a espécie (ELITH et al., 2006; PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006; PETERSON et al., 2011). Assim sendo, podem-se escolher diferentes valores limiares de adequabilidade (chamados de valores de corte) para diferentes finalidades, onde acima de determinado limiar seria considerado que o ambiente é adequado para a ocorrência da espécie (PETERSON et al., 2011).

A adoção de altos valores de limiares de adequabilidade restringe o modelo a locais muito adequados (com a finalidade, por exemplo, de saber com alto grau de certeza sobre a possível ocorrência de uma espécie) – podendo gerar erros de subestimativas; de forma inversa, ao adotar menores valores de limiar de adequabilidade, podem-se retornar mapas onde é indicado que uma espécie ocorra, mas na verdade não faz parte de condições plenamente adequadas - isto seria uma superestimativa (PETERSON, et al., 2011).

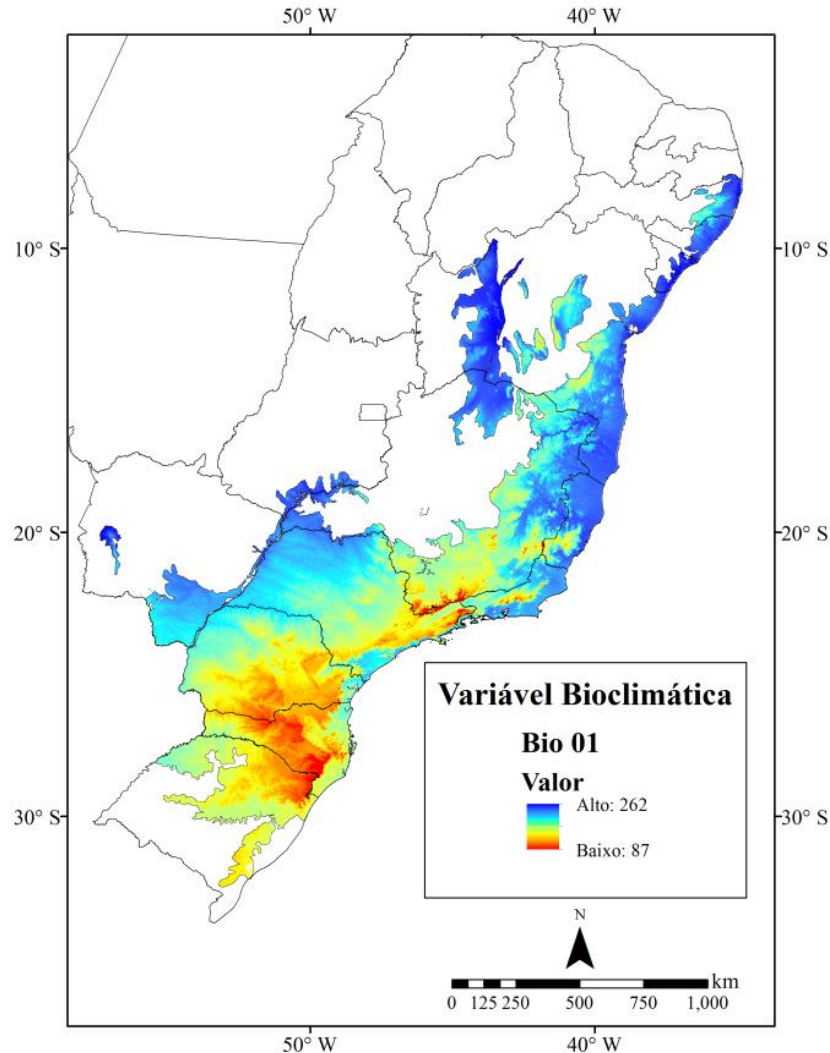
### **3.5.2 Dados de entrada para realização do MAH**

Os dados de ocorrências das espécies foram adquiridos do próprio banco de dados que organizamos, e de sites de registros de ocorrência de espécies, que compilam dados de coleções científicas, a exemplo do SpeciesLink (SPECIESLINK, 2014), e GBIF (GBIF, 2014); além dos dados da coleção do Laboratório de Herpetologia da UNESP de Rio Claro e dos dados disponibilizados pelo Carnaval Lab (CUNY - The City University of New York). Não foram incluídos nos dados os registros das espécies com algum problema taxonômico, citadas como *confer* (cf.) ou *affinis* (aff.), ou espécies ainda não descritas formalmente (sp.), de forma a garantir a identificação das espécies.

Os dados ambientais foram obtidos do banco de dados do AMBDATA (AMBDATA, 2014). Todas as informações ambientais são grades no formato ASCII-raster e projetadas no sistema de coordenadas geográficas (“Lat/Long”), Datum WGS-84, com resolução espacial de 30 arcs de segundos ou aproximadamente 1 km (AMBDATA, 2014).

Para adequar as variáveis à extensão adequada, foi feito um recorte, utilizando a área de máscara da Mata Atlântica utilizada por Ribeiro et al. (2009). Esse recorte foi realizado com auxílio do SDMtoolbox (BROWN, 2014), que disponibiliza um conjunto de ferramentas específicas para preparação de dados para modelagem. O SDMtoolbox está disponível para ArcGIS, de modo que um exemplo do recorte pode ser visto na Figura 6.

**Figura 6** - Recorte realizado para todas as variáveis ambientais. Nesse exemplo, apenas a variável ambiental temperatura média anual (BIO 01) é mostrada, recortada para o bioma da Mata Atlântica (Sistema de Coordenadas Geográficas, Datum WGS-84).



Fonte: Mapa - elaborado pelo próprio autor. Dados - AMBDATA, 2014.

Os dados ambientais disponíveis no AMBDATA são compostos por variáveis bioclimáticas, cobertura florestal e relevo. As variáveis bioclimáticas são compostas por dados de temperatura e precipitação, advindas do BIOCLIM (Worldclim 1.4, HIJMANS et al., 2005), sendo que esses dados são enumerados de 1 a 19 (BIO 1, BIO 2,..., BIO 19) e cada um expressa uma variável de precipitação ou de temperatura em diferentes unidade ou tempo de medida. Para a realização do MAH foram selecionadas algumas dessas variáveis, que em análises prévias mostraram-se não correlacionadas (Quadro 1).

Além das variáveis bioclimáticas, foi utilizada a porcentagem de cobertura florestal, representando a cobertura do dossel florestal anual, gerada a partir do sensor MODIS

(HANSEN et al., 2003). As variáveis de relevo utilizadas foram: altitude, declividade, orientação da vertente e densidade de drenagem. Esses dados foram obtidos diretamente ou indiretamente, através de algoritmos que recalcularam os dados do SRTM (FARR, 2007, Quadro 1).

Também foram utilizadas outras duas variáveis ambientais do LEEC (Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação da UNESP): conectividade estrutural e funcional (100 m) para todo o Bioma da Mata Atlântica, de modo que a conectividade funcional a 100 m representa a quantidade de área funcionalmente conectada disponível para um organismo com certa capacidade de movimentação das espécies na matriz, sendo a distância de 100 m escolhida depois da consulta a especialistas.

**Quadro 1** - Variáveis ambientais do AMBDATA (AMBDATA, 2014) e do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação da UNESP (LEEC), utilizadas para a elaboração do MAH.

<b>Variáveis ambientais</b>	<b>Descrição das variáveis</b>	<b>Referências</b>
BIO 01	Temperatura média anual	Hijmans et al., 2005
BIO 02	Média dos intervalos diurnos das temperaturas	Hijmans et al., 2005
BIO 05	Temperatura máxima do mês mais quente	Hijmans et al., 2005
BIO 06	Temperatura mínima do mês mais frio	Hijmans et al., 2005
BIO 12	Precipitação anual	Hijmans et al., 2005
BIO 13	Precipitação do mês mais chuvoso	Hijmans et al., 2005
BIO 14	Precipitação do mês mais seco	Hijmans et al., 2005
Porcentagem de Cobertura Arbórea - MODIS	Representa a cobertura do dossel florestal anual, derivada de dados globais adquiridos entre 2000 e 2001	Hansen et al., 2003
Altitude	Os dados de altitude foram gerados a partir de dados do SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission), servindo de base para o cálculo das outras variáveis do relevo	Farr, 2007

Declividade ou Gradiente	Inclinação da superfície do terreno em relação à horizontal, representada pelo ângulo de inclinação (zenital) da superfície do terreno em relação à horizontal.	Farr, 2007
Exposição ou Orientação	É a direção da variação de declividade, ou um mapeamento da orientação da vertente do terreno.	Farr, 2007
Densidade de Drenagem	É a relação entre o comprimento médio de todos os cursos de água de uma bacia hidrográfica e a sua área	Lehner; Verdini; Jarvis, 2006; Farr, 2007; Ximenes, 2008;
Conectividade 0 m	Considera como conectividade estrutural	Ribeiro et al., 2009
Conectividade 100 m	Considera como conectividade funcional a 100 m	Ribeiro et al., 2009

Fonte: AMBDATA, 2014 e LEEC.

### 3.5.3 Modelagem de Adequabilidade de Habitat

Os dados de coordenadas de ocorrências das espécies e variáveis ambientais foram utilizados como dados de entrada no software MaxEnt (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006; PHILLIPS; DUDÍK, 2008), versão 3.3.3k. Para criar os modelos, os dados de ocorrências das espécies foram particionados em 70% para treinamento e 30% para teste; esses dados foram amostrados por Bootstrap, com 10 partições aleatórias com substituições, e as corridas foram definidas com um limiar de convergência de  $10^{-5}$  e com 500 iterações, e ainda com 10.000 pontos de *background* ou de fundo (JORGE et al., 2013).

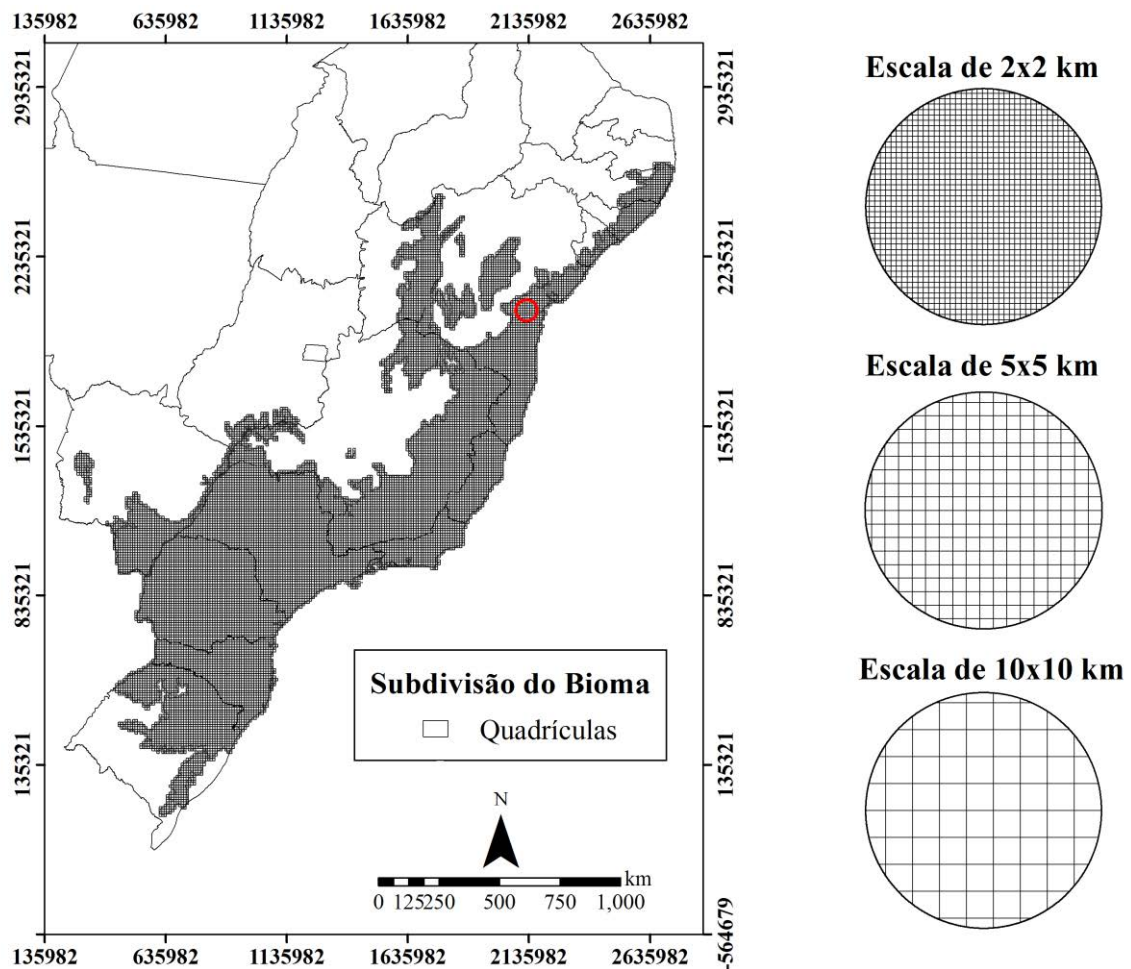
Foi utilizado o formato de saída logística, que resultou em valores contínuos para cada célula do *grid* (saída do modelo) de 0 (inadequados) para 1 (mais adequado; JORGE et al., 2013). As saídas dos modelos foram mapas com a média das estimativas de adequabilidade de habitat para cada espécie, que foi então utilizado nas próximas etapas.

## 3.6 Quadriculação do bioma da Mata Atlântica

A subdivisão do bioma da Mata Atlântica foi realizada através do software Quantum GIS (QUANTUM GIS, 2014), para as seguintes escalas: 2x2, 5x5, e 10x10 km, a fim de inferir sobre o aspecto de multiescalas (CUSHMAN, 2006; BOSCOLO; METZGER, 2009; LYRA-JORGE et al. 2010). O mapa da Figura 7 mostra a quadriculação e as diferentes

escalas de análise. Para os cálculos das métricas, todos os mapas foram projetados para a Projeção Cônica Albers, Datum SAD-69, para a América do Sul, uma vez que essa projeção mantém as distâncias em metros, e possibilita o cálculo de áreas e das métricas de paisagem.

**Figura 7** - Mapa de subdivisão quadriculado do bioma da Mata Atlântica, para 2x2 km. O círculo vermelho indica o local ampliado para mostrar as diferentes escalas de análise: 2x2 km, 5x5 km, e 10x10 km (Projeção Albers, Datum SAD-69).



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

### 3.7 Inferência sobre a persistência das espécies nas paisagens

Para poder inferir acerca da persistência das espécies em questão, foi necessário atribuir às quadrículas dos diferentes tamanhos, os levantamentos e o valor médio da adequabilidade de habitat de cada espécie modelada. Em seguida, adotaram-se apenas as quadrículas onde houve levantamentos com esforço amostral adequado (considerado pelo método de amostragem, esforço amostral e número de espécies encontradas) – a fim de

diminuir os erros de amostragem – e alta adequabilidade ( $> 0,4$ ) – garantindo alta probabilidade de encontro das espécies. Dois levantamentos foram desconsiderados, pois foram realizados no bioma do Cerrado, e, portanto, não faziam parte das análises para o Bioma da Mata Atlântica, sendo eles: BARROS, 2011 e SANTOS, 2013b (destacados com um asterisco na Tabela 1 do Apêndice A).

O esforço considerado como adequado consistiu em levantamentos realizados em riachos de interior de matas, utilizando como método de levantamento a busca ativa visual e auditiva, por um período que cobria pelo menos os três meses do verão (dezembro, janeiro e fevereiro). Este é o período onde ocorre o pico de reprodução das espécies em questão, aumentando assim a possibilidade de encontro das mesmas (PROVETE, 2012). Por fim, consideraram-se os levantamentos que listaram entre 20 a 25 espécies, garantindo alto esforço amostral.

Outros trabalhos de levantamentos foram organizados no banco de dados, porém não foram utilizados: os trabalhos com amostragem em poças temporárias, lagos ou represas, brejos, restingas, serrapilheira, bromélias; e os que utilizaram apenas o método de levantamento por *pitfall*. Essas armadilhas, chamadas também de armadilhas de interceptação e queda, consistem em grandes baldes enterrados no solo, que podem ou não possuir uma cerca guia (lona ou tela) para guiar os animais a caírem nos baldes (CECHIN; MARTINS, 2000; DIXO; MARTINS, 2008).

Tais trabalhos foram desconsiderados devido às características ecológicas das espécies escolhidas, que não seriam registradas nestes levantamentos, já que são organismos típicos de interior de mata e associados às folhagens e a riachos, e por isso não cairiam nas armadilhas de interceptação e queda. Além disso, como são arborícolas possuem discos adesivos nas extremidades de seus artelhos, de modo que, ainda que caíssem armadilhas de *pitfall* conseguiriam escapar.

O conjunto dessas duas informações (levantamentos com esforço amostral adequado e alta adequabilidade) garantiu que na quadrícula, a espécie teria alta chance de ocorrência (avaliado pela alta adequabilidade), sendo a presença confirmada pelos levantamentos (apenas os realizados de forma adequada para garantir que se a espécie estivesse ali, seria encontrada). Com isso, se nas quadrículas avaliadas, o levantamento apontasse a espécie em questão, a essa quadrícula seria atrelado o valor um (a espécie ainda persiste); de modo contrário, se na quadrícula não houvesse registro da espécie, foi adotado para a quadrícula o valor zero (a espécie não persiste).

### 3.8 Mensuração dos índices da paisagem nas quadrículas

Para cada quadrícula onde foi avaliada a persistência (0 ou 1), foram calculadas as variáveis preditoras, i.e, índices da estrutura da paisagem (porcentagem de cobertura florestal, conectividade estrutural máxima, conectividade estrutural média, conectividade funcional máxima e conectividade funcional média 200 m), para as três escalas (2x2, 5x5 e 10x10 km). Esse cálculo foi realizado com auxílio de *scripts* utilizando o software GRASS, versão 6.4.2 (GRASS DEVELOPMENT TEAM, 2012; NETELER et al., 2012). A descrição detalhada de cada índice segue no Quadro 2. Esses dados de estrutura da paisagem para a Mata Atlântica já estavam disponíveis no LEEC, sendo necessário apenas o cálculo para a quadrícula.

**Quadro 2** - Descrição dos índices da paisagem calculados para as quadrículas nas três diferentes escalas.

<b>Índices da Paisagem</b>	<b>Abreviação</b>	<b>Descrição do Índice</b>	<b>Unidade</b>
Porcentagem de cobertura florestal	%COBVEG	Somatório da área total de cobertura florestal dentro da quadrícula, dividido pela área da quadrícula x 100	Porcentagem (0 a 100)
Conectividade estrutural máxima	CONESTRMAX	Valor da área do maior fragmento florestal dentro da quadrícula; para fragmentos que excederam a dimensão das quadrículas, a área total do fragmento foi considerada na análise	Log <sub>10</sub> (área em ha)
Conectividade estrutural média	CONESTRMED	Valor da área média dos fragmentos florestais dentro da quadrícula; para fragmentos que excederam a dimensão das quadrículas, a área total do fragmento foi considerada na análise	Log <sub>10</sub> (área em ha)
Conectividade funcional máxima	CONFUNMAX	Valor da área do maior fragmento florestal numa distância menor ou igual a 200 m dentro da quadrícula; para fragmentos que excederam a dimensão das quadrículas, a área total do fragmento foi considerada na análise	Log <sub>10</sub> (área em ha)
Conectividade funcional média	CONFUNMED	Valor da área da área média dos fragmentos florestais numa distância menor ou igual a 200 m dentro da quadrícula; para fragmentos que excederam a dimensão das quadrículas, a área total do fragmento foi considerada na análise	Log <sub>10</sub> (área em ha)

Fonte: elaborado pelo próprio autor.



### 3.9 Análise dos dados

Os dados foram analisados por meio de regressões logísticas (variável preditora contínua e variável resposta binária – 0 ou 1), relacionando as variáveis da paisagem com os valores de persistência, para cada escala da paisagem (2x2, 5x5 e 10x10 km), de modo que cada quadrícula foi considerado um ponto de regressão. Também foi feito a regressão para o modelo nulo, i.e., variável preditora aleatória, que representaria a ausência de efeito.

De posse de todas as regressões, foi avaliada a contribuição relativa de cada modelo, em cada escala, conforme pode ser visto na Tabela 1. Essa avaliação utilizou a abordagem de seleção de modelos por múltiplas hipóteses concorrentes com base no Critério de Informação de Akaike - AIC (BURNHAN; ANDERSON, 2002). Considerou-se plausível todos os modelos em que a diferença no Critério de Informação de Akaike corrigido para cada modelo e o modelo mais parcimonioso ( $\Delta AICc$ ) foi menor que 2,0; e peso para cada Critério de Informação de Akaike ( $wAICc$ ), maior que 0,1 (BURNHAN; ANDERSON, 2002). Todas as análises foram realizadas no software R, versão 3.0.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014).

**Tabela 1** - Modelos realizados para as três escalas de análise das paisagens (2x2, 5x5 e 10x10 km): VD – variável dependente (persistência), %COBVEG – porcentagem de cobertura florestal, CONESTRMAX – conectividade estrutural máxima, CONESTRMED – conectividade estrutural média, CONFUNMAX – conectividade funcional máxima, CONFUNMED – conectividade funcional média.

<b>MODELOS</b>
M0: VD ~ Média (Modelo Nulo)
M1: VD ~ %COBVEG
M2: VD ~ CONESTRMAX
M3: VD ~ CONESTRMED
M4: VD ~ CONFUNMAX
M5: VD ~ CONFUNMED

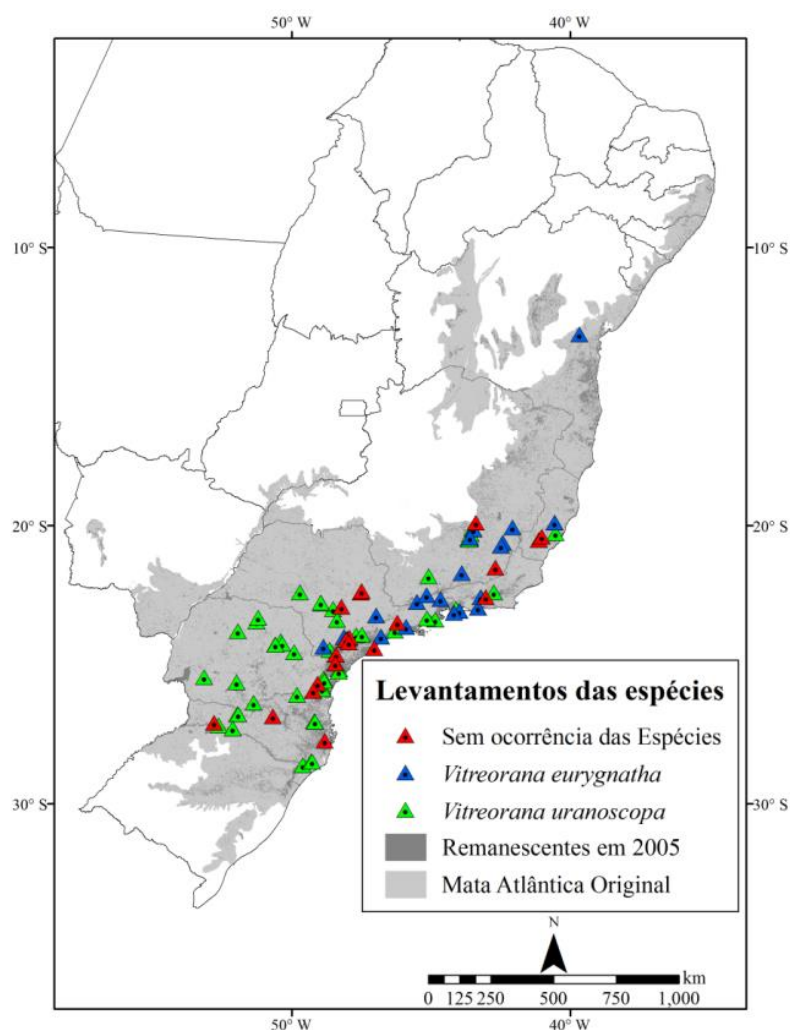
Fonte: elaborado pelo próprio autor.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Banco de dados de levantamentos de anfíbios da Mata Atlântica

No total foram organizados 223 levantamentos, com 331 pontos de amostragem, uma vez que em 33 dos 223 levantamentos (~15%) houve levantamentos em mais de um local; e um total de 7.719 espécimes de anfíbios levantados. Para as etapas seguintes, apenas 93 dos pontos de amostragem foram selecionados (Tabela 5, Apêndice A), por possuírem os métodos de esforço considerados como adequados para inferir a presença, bem como a ausência potencial das espécies em questão.

**Figura 8** - Levantamentos de anfíbios considerados como adequados para toda a Mata Atlântica. Os triângulos azuis representam os levantamentos que encontraram *Vitreorana eurygnatha*; os triângulos verdes *V. uranoscopa*; e os triângulos vermelhos, onde houve levantamentos adequados, mas as espécies não foram detectadas.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Do total desses trabalhos selecionados, em 22 houve registros de *Vitreorana eurygnatha*, em 58 houve registros de *V. uranoscopa*, em oito houve registros das duas espécies, e em 21 não se detectou a presença de nenhuma das duas espécies, mas houve esforço amostral considerado adequado (descrito no item 3.7) para inferir suas ausências potenciais (Figura 8).

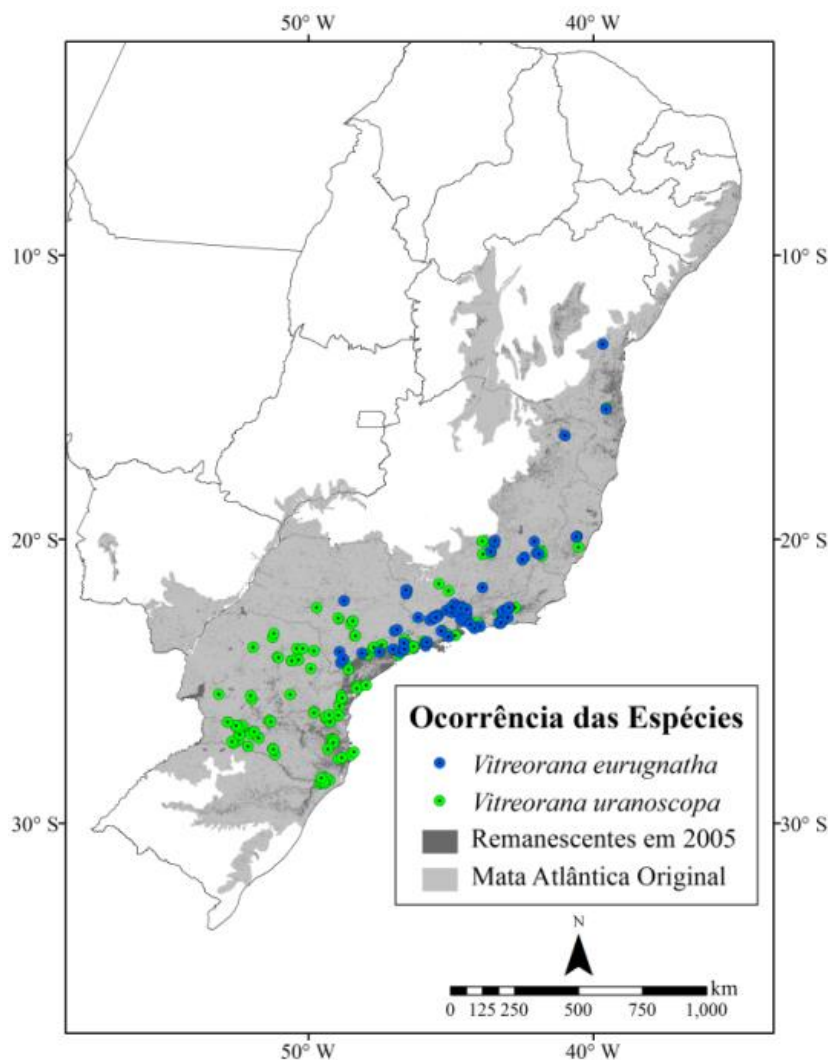
## **4.2 Modelo de Adequabilidade de Habitat (MAH)**

Para a realização do MAH foram compilados os pontos de ocorrência tanto do banco de dados, como em sites de registros de ocorrência de espécies, (GBIF, 2014; SPECIESLINK, 2014), além dos dados da coleção do Laboratório de Herpetologia da UNESP de Rio Claro e dos dados disponibilizados pelo The Carnival Lab (CUNY - The City University of New York), o que resultou em um grande número de ocorrência para as duas espécies (item 5.2.1). Os produtos da modelagem foram dois mapas com a adequabilidade de habitat para as duas espécies de interesse (itens 5.2.2 e 5.2.3; respectivamente). Tais modelos foram gerados com base nos conceitos de nicho ecológico (SOBERÓN; PETERSON, 2005; ELITH; PETERSON, 2006; LEATHWICK, 2009;).

### **4.2.1 Pontos de ocorrências das espécies**

Foram levantados ao total 93 registros de *V. eurygnatha* e 174 registros de *V. uranoscopa*, totalizando 267 registros para as duas espécies (Figura 9).

**Figura 9** - Distribuição dos pontos de ocorrência das espécies de interesse *Vitreorana eurygnatha* e *Vitreorana uranoscopa* para o Bioma da Mata Atlântica (em cinza), (Sistema de Coordenadas Geográficas, Datum WGS-84).



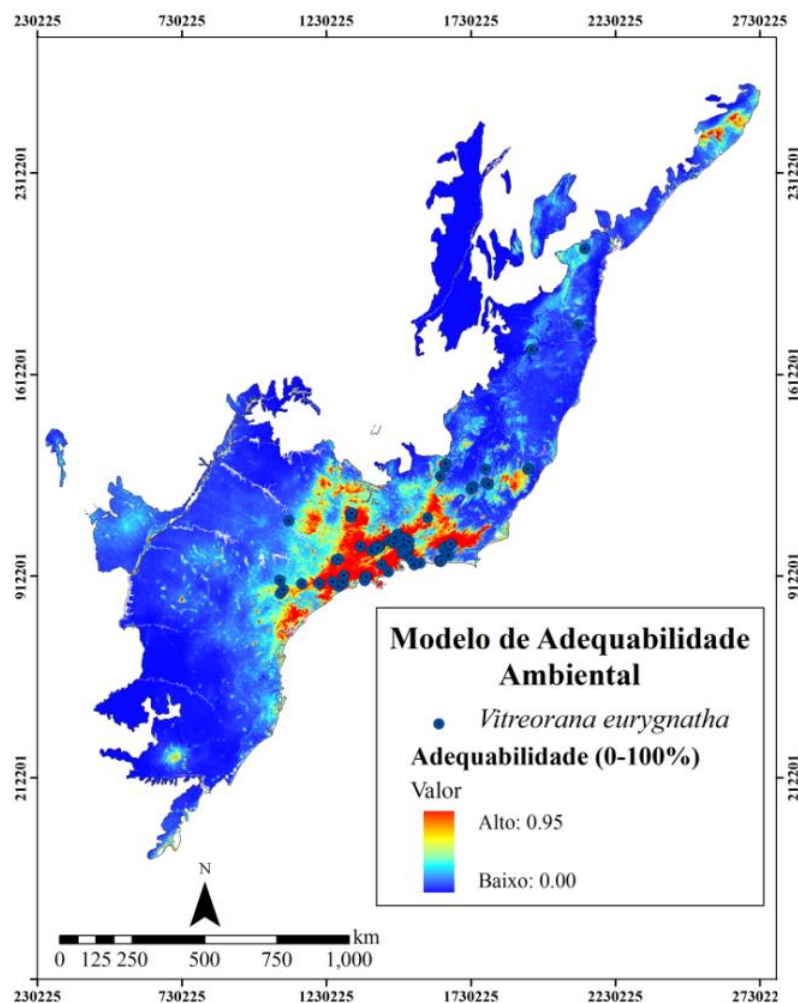
Fonte: Mapa - elaborado pelo próprio autor. Dados - banco de dados levantado, SPECIESLINK, 2014; GBIF, 2014; coleção do Laboratório de Herpetologia da UNESP de Rio Claro e dados disponibilizados pelo Carnaval Lab (CUNY - The City University of New York).

#### 4.2.2 Modelo gerado para *Vitreorana eurygnatha* (Lutz, 1925)

O modelo para *V. eurygnatha* (Figura 10), foi gerado com 56 pontos de treino (o algoritmo utilizou esses pontos para gerar o modelo) e 24 pontos de teste (utilizados para validação interna do modelo), sendo esses últimos utilizados para gerar os parâmetros de avaliação do modelo, como o valor de AUC, que teve alto valor médio de teste ( $0,934 \pm 0,020$ ). Para a interpretação da qualidade do modelo gerado, os valores de AUC são geralmente classificados em: (1) previsões pobres (0,5 a 0,7); (2) previsões razoáveis (0,7 a

0,9); e (3) previsões muito boas ( $> 0,9$ ), apesar dos problemas associados a se considerar a avaliação da qualidade do modelo apenas pelo valor de AUC (SWETS, 1988; LOBO; JIMÉNEZ-VALVERDE; REAL, 2008; PETERSON et al., 2011).

**Figura 10** - Modelo de adequabilidade de habitat para *Vitreorana eurygnatha* para todo o domínio da Mata Atlântica no Brasil e pontos de ocorrências da espécie (Projeção Albers, Datum SAD-69).



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

A contribuição das variáveis mais importantes para explicar a variação da probabilidade de ocorrência de espécies foi: (1) temperatura máxima do mês mais quente (29,4%); (2) precipitação do mês mais chuvoso (22,1%) e; (3) precipitação do mês mais seco (16,7%). Coletivamente, elas explicaram 68,2% da variação, como pode ser visto na Tabela 2.

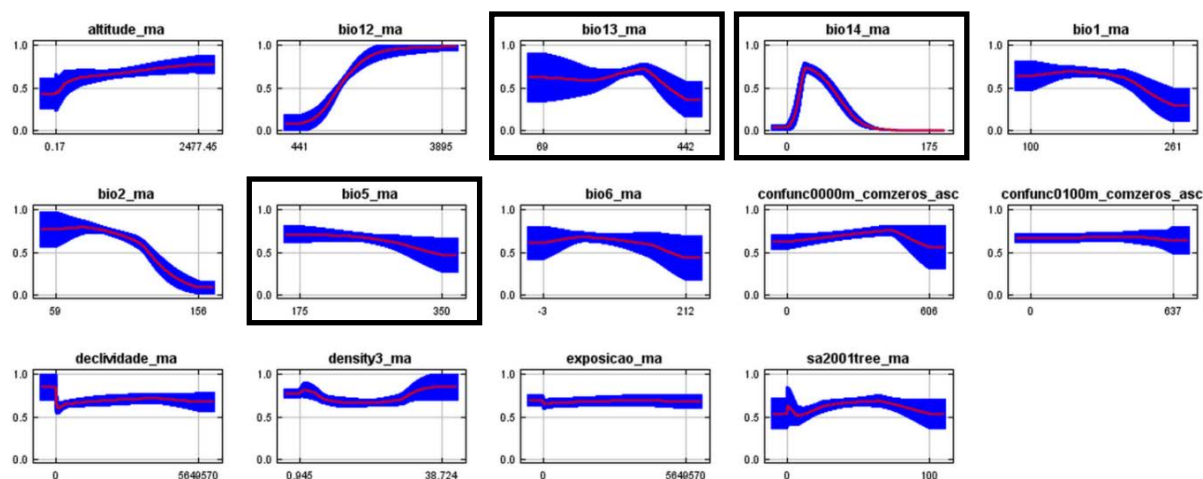
**Tabela 2** - Porcentagem de contribuição das variáveis ambientais do AMBDATA (AMBDATA, 2014) e do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação da UNESP (LEEC), utilizadas para geração do modelo de adequabilidade de habitat para a espécie *Vitreorana eurygnatha*, para o domínio da Mata Atlântica, Brasil. Em destaque, as variáveis que mais contribuíram para o modelo.

Variáveis ambientais	Porcentagem de contribuição
<b>BIO 05 (Temperatura máxima do mês mais quente)</b>	<b>29,4</b>
<b>BIO 13 (Precipitação do mês mais chuvoso)</b>	<b>22,1</b>
<b>BIO 14 (Precipitação do mês mais seco)</b>	<b>16,7</b>
Declividade	7,8
Altitude	5,0
BIO 01 (Temperatura média anual)	4,5
Conectividade Funcional a 0 m	3,8
Porcentagem de Cobertura Arbórea	3,0
BIO 02 (Média dos intervalos diurnos das temperaturas)	3,0
Densidade de Drenagem	1,9
BIO 12 (Precipitação anual)	1,0
BIO 06 (Temperatura mínima do mês mais frio)	1,0
Conectividade Funcional a 100 m	0,6
Orientação da Vertente	0,2

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

As informações apresentadas da Figura 11 refletem a relação entre as variáveis ambientais e a adequabilidade de habitat, para cada variável, para o modelo da *Vitreorana eurygnatha*. Destacam-se aqui os gráficos das variáveis que mais contribuíram para o modelo (BIO 05, BIO 13 e BIO 14).

**Figura 11** - Relação entre a adequabilidade de habitat (eixo y) e as variáveis ambientais (eixo x), para a espécie *Vitreorana eurygnatha*, para o domínio da Mata Atlântica, Brasil. A linha vermelha contínua representa a média dos 10 modelos gerados e o traçado azul o desvio-padrão. Em destaque o comportamento das variáveis que mais contribuíram para o modelo.

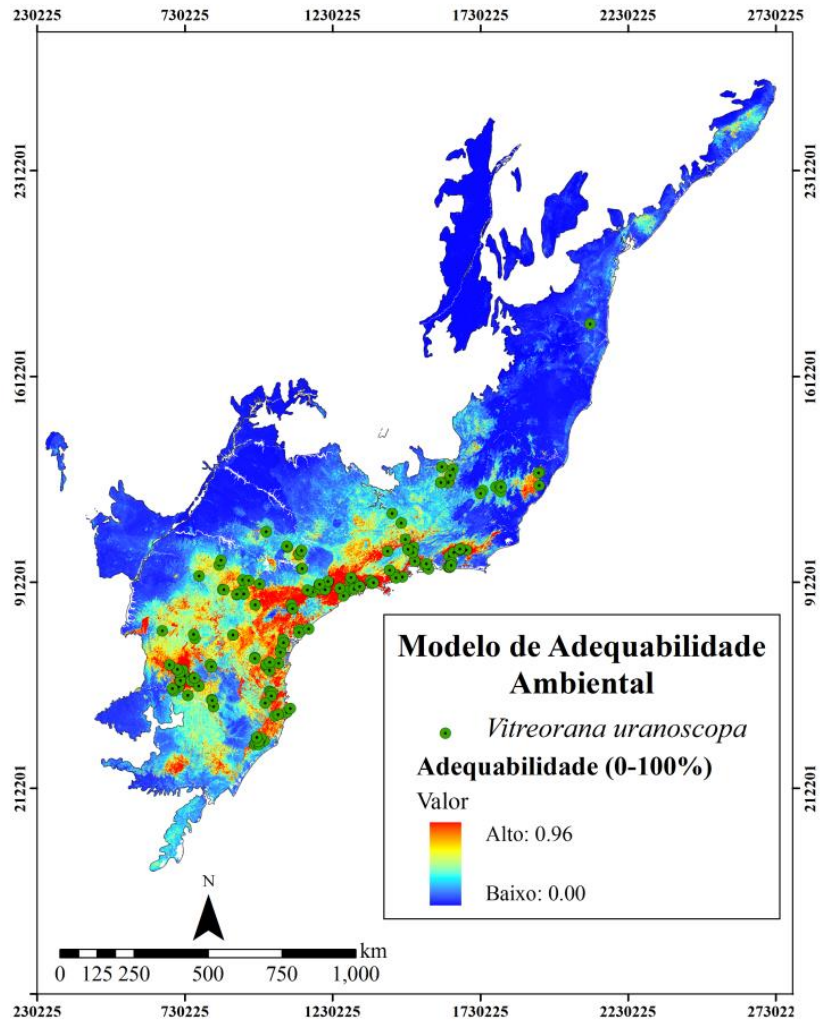


Fonte: elaborado pelo próprio autor.

#### 4.2.3 Modelo gerado para *Vitreorana uranoscopa* (Müller, 1924)

Para o modelo de *V. uranoscopa* (Figura 12), foram utilizados 108 pontos de treino e 45 pontos de teste, sendo o valor médio de AUC de teste também alto ( $0,889 \pm 0,020$ ; SWETS, 1988; PETERSON et al., 2011). A contribuição das variáveis para explicar a variação da probabilidade de ocorrência do modelo para *V. uranoscopa* foi: (1) precipitação anual (18,2%); (2) Temperatura máxima do mês mais quente (14,2%) e; (3) temperatura média anual (13,4%). Juntas, essas variáveis explicaram 45,8% da variação, como pode ser visto na Tabela 3.

**Figura 12** - Modelo de adequabilidade de habitat gerado para *Vitreorana uranoscopa* para o todo o domínio da Mata Atlântica no Brasil e pontos de ocorrências da espécie (Projeção Albers, Datum SAD-69).



Fonte: elaborado pelo próprio autor.



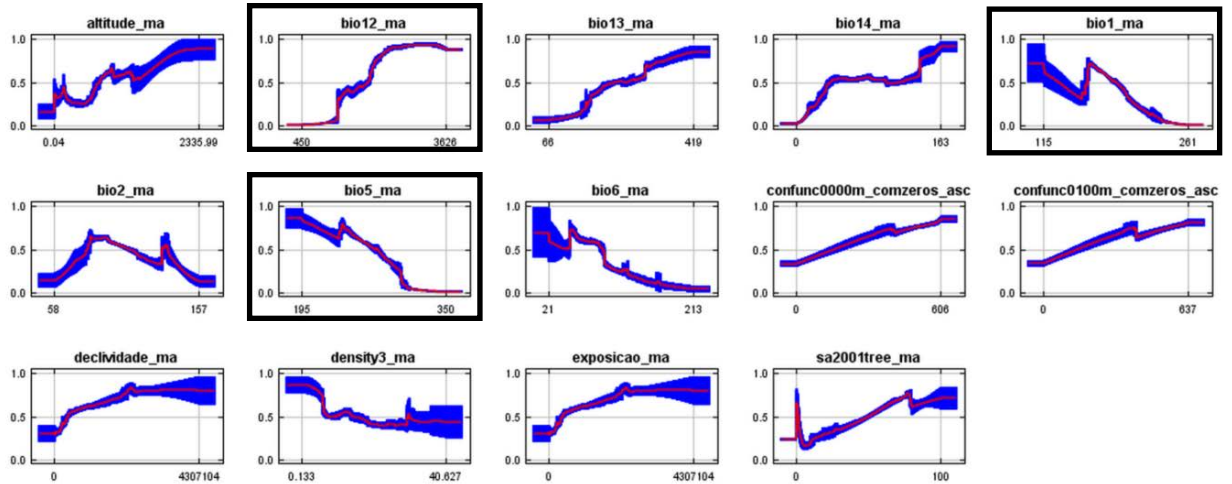
**Tabela 3** - Porcentagem de contribuição das variáveis ambientais do AMBDATA (AMBDATA, 2014) e do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC), utilizadas para geração do modelo de adequabilidade de habitat para a espécie *Vitreorana uranoscopa*, para o domínio da Mata Atlântica, Brasil. Em destaque, as variáveis que mais contribuíram para o modelo.

Variáveis ambientais	Porcentagem de Contribuição
<b>BIO 12 (Precipitação anual)</b>	<b>18,2</b>
<b>BIO 05 (Temperatura máxima do mês mais quente)</b>	<b>14,2</b>
<b>BIO 01 (Temperatura média anual)</b>	<b>13,4</b>
BIO 14 (Precipitação do mês mais seco)	8,5
Conectividade Funcional a 0 m	8,2
Porcentagem de Cobertura Arbórea	6,7
Conectividade Funcional a 100 m	6,7
BIO 13 (Precipitação do mês mais chuvoso)	6,3
BIO 06 (Temperatura mínima do mês mais frio)	5,1
Altitude	4,0
Densidade de Drenagem	3,5
BIO 02 (Média dos intervalos diurnos das temperaturas)	2,9
Declividade	2,1
Orientação da Vertente	0,4

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Os gráficos da Figura 13 refletem a relação entre as variáveis ambientais e a adequabilidade de habitat para cada variável, para o modelo da *Vitreorana uranoscopa*. Destacam-se aqui os gráficos das variáveis que mais contribuíram para o modelo (BIO 12, BIO 05 e BIO 01).

**Figura 13** - Relação entre a adequabilidade habitat (eixo y) e as variáveis ambientais (eixo x), para a espécie *Vitreorana uranoscopa*, para o domínio da Mata Atlântica, Brasil. A linha vermelha contínua representa a média dos 10 modelos gerados e o traçado azul o desvio-padrão. Em destaque o comportamento das variáveis que mais contribuíram para o modelo.

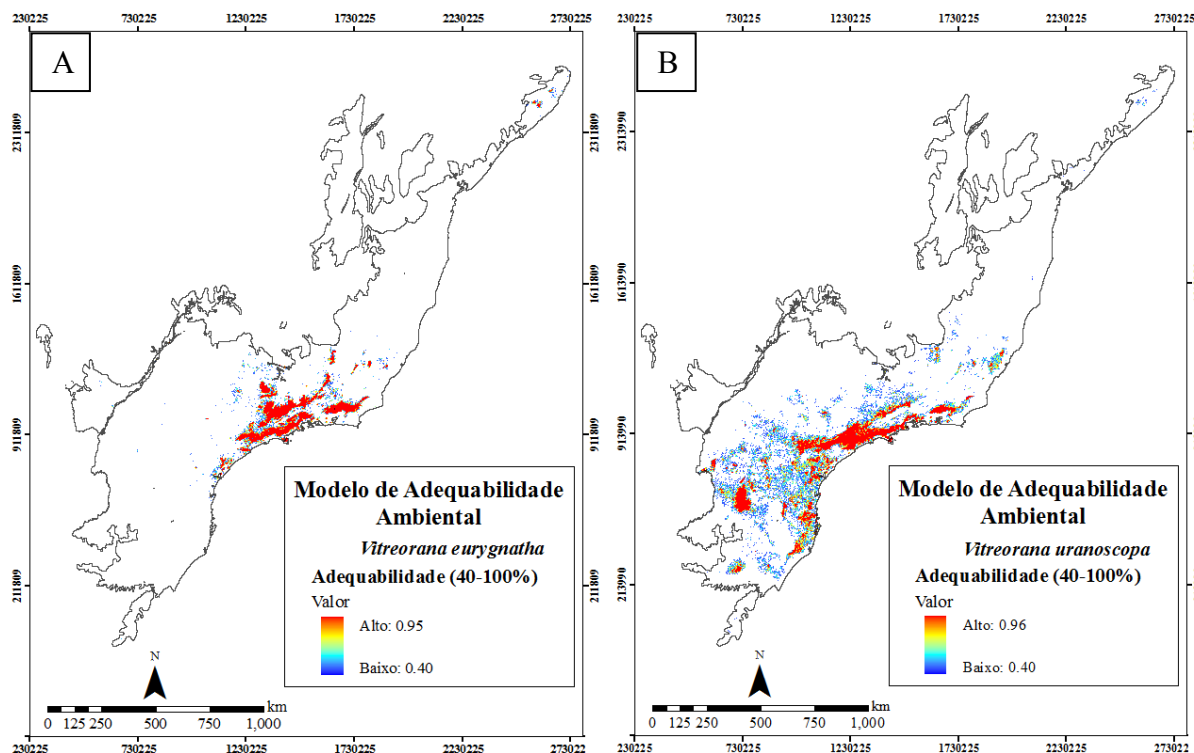


Fonte: elaborado pelo próprio autor.

### 4.3 Inferência sobre a persistência das espécies nas paisagens

Depois de realizar o MAH para as duas espécies, foram identificadas as paisagens onde a adequabilidade era maior que 0,4 (Figura 14-A e Figura 14-B), uma vez que esse é um pré-requisito fundamental para poder afirmar a possível ocorrência das espécies.

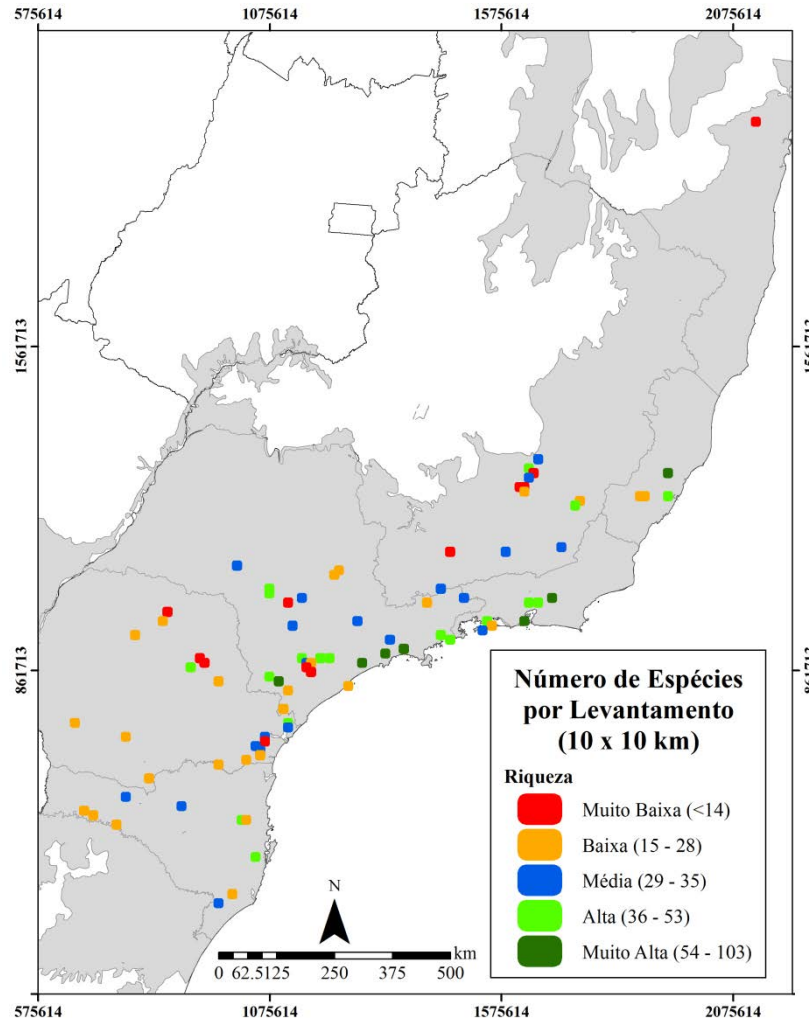
**Figura 14** - Mapa do MAH, com a adequabilidade de habitat maior que 0,4 para as duas espécies: A - *Vitreorana eurygnatha* e B - *Vitreorana uranoscopa*, (Projeção Albers, Datum SAD-69).



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Em seguida, atribui-se às quadrículas das diferentes extensões, o número de espécies dos levantamentos considerados adequados (Figura 15) e a adequabilidade média de cada espécie. Selecionaram-se apenas as quadrículas que obtiveram adequabilidade maior que 0,4 e levantamentos com mais de 20 a 25 espécies. Para essas quadrículas foram calculados os índices da paisagem (porcentagem de cobertura florestal, conectividade estrutural e funcional). Por fim, nas quadrículas onde a espécie estava presente (com base no levantamento), atribuiu-se o valor um; já onde a espécie estava ausente, atribuiu-se o valor zero, de modo que essa foi considerada a variável resposta, como descrito no material e método (item 3.8).

**Figura 15** - Levantamento em cada quadrícula e número máximo de espécies de cada levantamento. Os pontos representam uma quadrícula de 10 x 10 km ampliada, e a cor, o número de espécies dentro das classes apresentadas na legenda do mapa (Projeção Albers, Datum SAD-69).



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

#### 4.4 Análise dos dados

Os resultados da seleção de modelos podem ser visto na Tabela 4, para as duas espécies, nas diferentes escalas de análise.

**Tabela 4** - Resultado do AIC para as duas espécies e nas diferentes escalas (2x2, 5x5 e 10x10 km). Na tabela, %COBVEG – porcentagem de cobertura florestal, CONESTMAX – conectividade estrutural máxima, CONESTMED – conectividade estrutural média, CONFUNMAX – conectividade funcional máxima, CONFUNMED – conectividade funcional média e NULO – modelo nulo (ausência de efeito). Para os parâmetros de avaliação, K – é o grau de liberdade;  $\Delta AICc$  – diferença no Critério de Informação de Akaike corrigido para cada modelo e o modelo mais parcimonioso; e  $wAICc$  – peso para cada Critério de Informação de Akaike corrigido. Os valores em negrito mostram os modelos mais plausíveis.

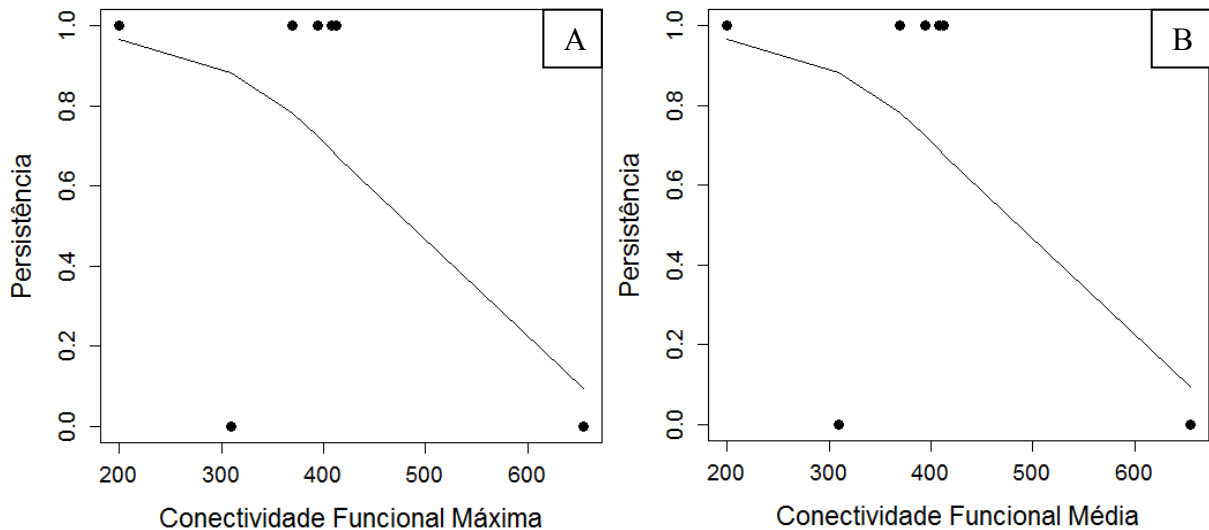
Espécies	<i>Vitreorana eurygnatha</i>			<i>Vitreorana uranoscopa</i>		
	Modelos e escalas/Parâmetros	K	$\Delta AICc$	$wAICc$	K	$\Delta AICc$
<i>Escala de 2x2 km</i>						
%COBVEG	2	4,5	0,0359	2	2,3	0,0754
CONESTMAX	2	1,8	0,1412	2	0,8	0,1611
CONESTMED	2	4,2	0,0415	2	1,5	0,1159
CONFUNMAX	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0,3454</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0,2400</b>
CONFUNMED	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0,3454</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0,2400</b>
NULO	1	2,7	0,0906	1	0,7	0,1677
<i>Escala de 5x5 km</i>						
%COBVEG	2	1,8	0,1069	2	2,3	0,0884
CONESTMAX	2	1,5	0,1248	2	0,5	0,2200
CONESTMED	2	1,8	0,1069	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0,2797</b>
CONFUNMAX	2	0,6	0,2007	2	1,5	0,1304
CONFUNMED	2	0,5	0,2048	2	1,1	0,1609
NULO	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0,2673</b>	1	1,7	0,1206
<i>Escala de 10x10 km</i>						
%COBVEG	2	1,7	0,1230	2	1,6	0,1491
CONESTMAX	2	1,5	0,1420	2	2,1	0,1165
CONESTMED	2	1,6	0,1300	2	2,8	0,0822
CONFUNMAX	2	1,2	0,1600	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0,3379</b>
CONFUNMED	2	1,3	0,1530	2	0,2	0,2985
NULO	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0,2930</b>	1	6,1	0,0158

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Na escala fina (2x2 km), para *Vitreorana eurygnatha*, os modelos mais plausíveis para explicar a persistência foram os que continham a conectividade funcional máxima e a conectividade funcional média como variáveis preditoras (Tabela 4). Nota-se ainda que a conectividade estrutural máxima também foi um modelo plausível para explicar a persistência dessa espécie. Apesar da seleção de modelos indicar esses modelos como plausíveis, não houve corroboração da hipótese inicial (maiores valores de persistência para paisagens com maior índice de conectividade; Figura 16-A; Figura 16-B).

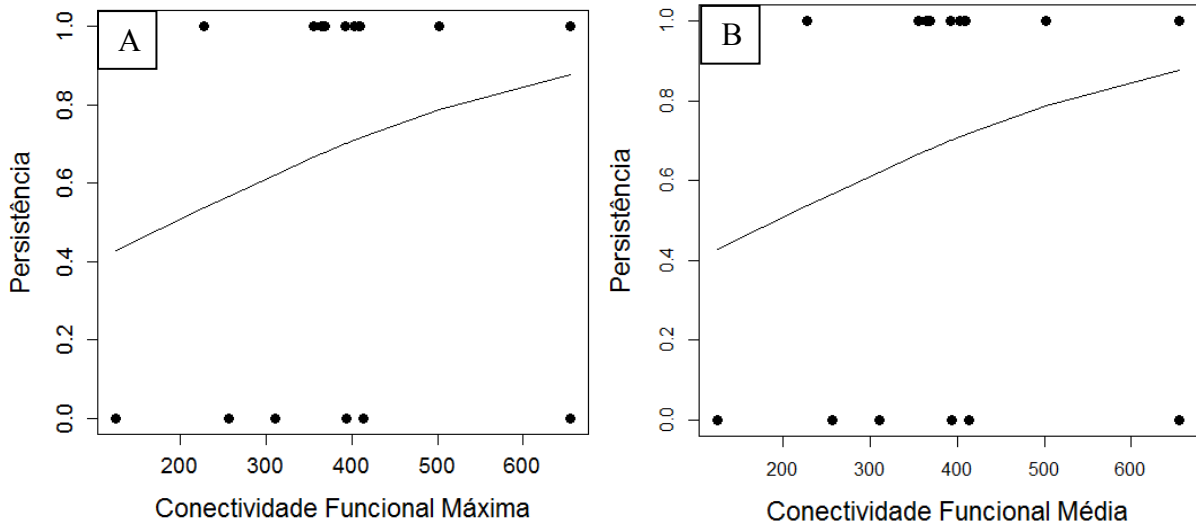
Já para *V. uranoscopa*, apenas a porcentagem de cobertura florestal não foi um modelo plausível, sendo que houve prevalência dos modelos que continham a conectividade funcional máxima e a conectividade funcional média como variáveis preditoras. Apesar de o modelo nulo ser tão plausível quanto os outros modelos, ainda assim o resultado é favorável à hipótese inicial, i.e., para valores de conectividade (estrutural e funcional), há maiores valores de persistência (Figura 17-A e, Figura 17-B).

**Figura 16** - Relação entre a persistência e a conectividade funcional máxima (A) e conectividade funcional média (B) para a *Vitreorana eurygnatha* na escala de 2x2 km, para o bioma da Mata Atlântica, Brasil.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

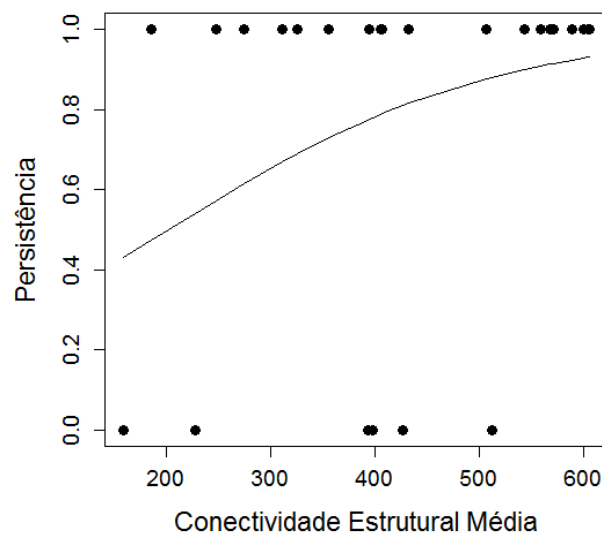
**Figura 17** - Relação entre a persistência e a conectividade funcional máxima (A) e média (B) para a *Vitreorana uranoscopa* para a escala de 2x2 km, para o bioma da Mata Atlântica, Brasil.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Na escala intermediária (5x5 km), para *V. eurygnatha*, todos os modelos se tornam plausíveis, e não há mais um padrão de resposta para essa espécie. Para *V. uranoscopa*, novamente apenas a porcentagem de cobertura florestal não foi um modelo plausível, sendo que houve prevalência do modelo que continha a conectividade estrutural média como variável preditora. Sendo assim, apesar de o modelo nulo ser de novo tão plausível quanto os outros modelos, o resultado é favorável à hipótese inicial (Figura 18).

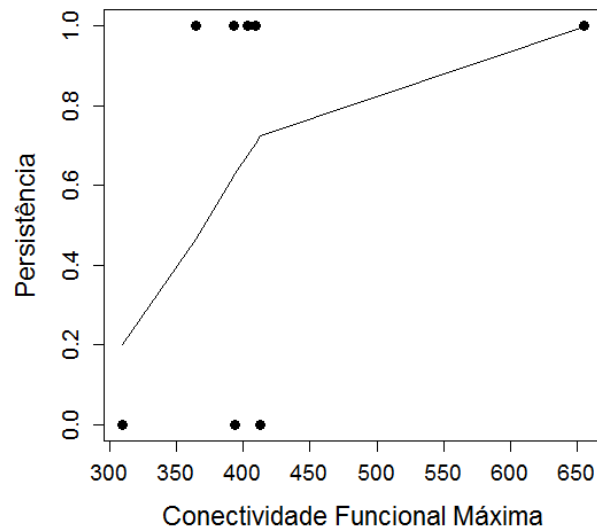
**Figura 18** - Relação entre a persistência e a conectividade funcional média para a *Vitreorana uranoscopa* para a escala de 5x5 km, para o bioma da Mata Atlântica, Brasil.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Para a escala de análise grosseira (10x10 km), assim como para a escala intermediária, todos os modelos se tornam plausíveis, e não há mais um padrão de resposta para a espécie. Para *V. uranoscopa*, os modelos mais plausíveis foram os que relacionam a persistência com a conectividade funcional máxima, conectividade funcional máxima e porcentagem de cobertura florestal (Tabela 4). Apesar de esses modelos serem plausíveis, houve prevalência do modelo que continha a conectividade funcional máxima, de modo que com relação à hipótese inicial, a mesma foi corroborada (Figura 19).

**Figura 19** - Relação entre a persistência e a conectividade funcional máxima para a *Vitreorana uranoscopa* para a escala de 10x10 km, para o bioma da Mata Atlântica, Brasil.



Fonte: elaborado pelo próprio autor.



## 5 DISCUSSÃO

Os modelos resultantes para explicar a persistência das duas espécies demonstraram-se mais plausíveis para a escala fina (2x2 km), sendo que em escalas de análise mais grosseiras (5x5 e 10x10 km) houve perda da capacidade explicativa para alguns dos modelos propostos. Esses resultados corroboram a hipótese inicial de que o grupo dos anfíbios anuros responde melhor aos efeitos da fragmentação para análises de escalas finas (JEHLE; BURKE; ARNTZEN, 2005; CROSBY; LICHT; FU, 2008; WANG, 2009). A explicação é atribuída ao fato desses organismos possuírem geralmente baixa capacidade de locomoção quando comparados a invertebrados, mamíferos e répteis, devido às características morfológicas particulares de movimentação que esse grupo apresenta: muitas espécies se locomovem através de passos ou saltos curtos, ou a movimentação é restrita às folhagens da vegetação em que habitam (DUELLMAN; TRUEB, 1994; BOWNE; BOWERS, 2004; CUSHMAN, 2006).

Além disso, esse grupo também possui alta dependência de microhabitat específicos para reprodução, exemplificado pelos 39 modos reprodutivos descritos para o grupo dos anfíbios em todo o mundo, que variam desde formas mais basais (deposição de ovos diretamente na água), até os mais derivados e complexos (desenvolvimento direto e viviparidade; HADDAD; PRADO, 2005; HADDAD et al., 2013). Atualmente, são descritos 27 modos reprodutivos para as espécies de anfíbios no bioma da Mata Atlântica, sendo que a maior parte desses modos é dependente de habitat aquáticos ou da alta umidade na serrapilheira das florestas (HADDAD; PRADO, 2005; HADDAD et al., 2013).

O resultado da seleção de modelos mostrou que os modelos que continham a conectividade como variável preditora foram os mais plausíveis para explicar a persistência nas diferentes escalas, para pelo uma das espécies (*V. uranoscopa*), com prevalência para a escala fina, como discutido anteriormente (ROTHERMEL, 2004; CUSHMAN, 2006; COMPTON et al., 2007; WERNER et al., 2007; TODD et al., 2009; POPESCU; HUNTER JR., 2011). O fato do modelo nulo também ter sido plausível para *V. uranoscopa* para as escalas de análise finas e intermediárias é explicado pelo uso de dados secundários e não padronizados quanto ao esforço amostral, de modo que não houve formas de evitar esse ruído nas respostas finais. Também se destaca a falta do modelo que continha a variável porcentagem de cobertura vegetal ter sido plausível, uma vez que o mesmo representava apenas a relação entre a área de cobertura florestal e a área total da quadrícula, se configurando como o menor valor e expressando muito pouco da configuração da paisagem (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

Apesar desses entraves quanto às respostas finais, o padrão que demonstra que a conectividade configura-se como um fator determinante para assegurar a persistência das espécies de anuros florestais com reprodução aquática para o Bioma da Mata Atlântica, uma vez que espécies com essas características são particularmente mais sensíveis ao processo de fragmentação (CUSHMAN, 2006; BECKER et al., 2007; BECKER et al., 2010).

A razão para esse grupo em especial ser mais afetado é que em paisagens fragmentadas, anfíbios anuros com habitat florestal e reprodução aquática necessitam buscar sítios reprodutivos como lagos, poças temporárias ou riachos, que podem não estar disponíveis no fragmento onde habitam, sendo esse processo de separação dos habitat conhecido como *Habitat Split* (BECKER et al., 2007). Na busca por ambientes reprodutivos, os indivíduos necessitam adentrar uma matriz possivelmente inóspita, o que aumenta as chances de serem predados ou perecer devido à dessecação (BECKER et al., 2007; BECKER et al., 2010).

Apesar dos riscos, se os indivíduos obtêm sucesso e conseguem chegar ao ambiente aquático, após o evento reprodutivo necessitam refazer o caminho para o fragmento, dobrando assim as taxas de mortalidade (BECKER et al., 2007; BECKER et al., 2010). Além disso, para completar o seu ciclo de vida, indivíduos recém-metamorfoseados são obrigados a atravessar a matriz para encontrar um fragmento adequado onde poderão se estabelecer (BECKER et al., 2007; BECKER et al., 2010). Sendo assim, a migração bidirecional pode elevar as taxas de mortalidade, declínios populacionais e, eventualmente, causar extinções locais (BECKER et al., 2007; BECKER et al., 2010).

Se a distância entre os fragmentos e os corpos d'água for muito grande (que deve ocorrer para paisagens com menores índices de conectividade), ou ainda, se a matriz circundante aos fragmentos e corpos d'água for extremamente inóspita, os anfíbios anuros possuem poucas chances de conseguir chegar aos locais reprodutivos, de modo que essa distância (menor distância entre a borda do fragmento florestal e do córrego próximo) é denominada Distância de separação (*Split Distance*; FONSECA et al., 2013; LION; GARDA; FONSECA, 2014). Sendo assim, quanto maior a distância entre o habitat florestal e o corpo reprodutivo, menor são as probabilidades de sobrevivência dos organismos.

Para todo o bioma da Mata Atlântica, a distância média entre os fragmentos e corpos d'água lóticos é maior que um quilômetro (LION; GARDA; FONSECA, 2014). Esse quadro se configura muito danoso para as populações de anfíbios anuros do bioma, dado que a maior parte das espécies florestais com reprodução aquática possui características de baixa capacidade de locomoção, como por exemplo, presença de discos adesivos nas extremidades

dos artelhos e adaptações morfológicas ao salto, refletindo forte associação com a vegetação, a exemplo da família Hylidae, que possui o maior número de espécies no bioma (DUELLMAN; TRUEB, 1994; HADDAD et al., 2013).

Esses indivíduos com baixa capacidade de movimentação estão mais sujeitos a ficar nos fragmentos onde habitam e como consequência há drástica redução do tamanho populacional e do fluxo gênico entre as populações remanescentes, dado que não há mais migração entre as populações (FRANKHAM, 1995; JOHANSSON et al., 2007). Essas populações reduzidas em tamanho e em diversidade genética estão mais sujeitas à deriva genética, riscos elevados de endogamia, menor potencial evolutivo, resultando no aumentando dos riscos de extinção (efeitos da fragmentação em longo prazo; BERVEN; GRUDZIEN, 1990; FRANKHAM, 1995; REED; FRANKHAM, 2003; ROWE; BEEBEE, 2003; ANDERSEN; FOG; DAMGAARD, 2004; CUSHMAN, 2006; RICHARDSON, 2012).

Entretanto, indivíduos com a mesma preferência por tipo de habitat e modo de reprodução, mas com maior capacidade de movimentação (como por exemplo, espécies pertencentes à família Bufonidae), sofrem os efeitos da fragmentação em curto prazo de tempo (GIBBS, 1998b; NEWCOMB HOMAN; WINDMILLER; REED, 2004; CUSHMAN, 2006). Indivíduos desse subgrupo geralmente estão mais sujeitos a encontrar estradas e outras barreiras antrópicas, com taxas mais elevadas do que espécies menos móveis, fato que aumenta as taxas de mortalidade por atropelamentos, predação e dessecação (FAHRIG et al., 1995; CARR; FAHRIG, 2001; CUSHMAN, 2006; D'ANUNCIACÃO et al., 2013). Entretanto, Dixo et al. (2009), demonstrou que espécies com capacidades relativamente elevadas de dispersão podem também, ao longo do tempo, sofrer os efeitos genéticos negativos da fragmentação, possivelmente levando a uma redução da aptidão da população e acasos de extinção localizada.

Além desses efeitos, os anfíbios anuros também podem ser afetados pelos processos decorrentes das mudanças climáticas, que devem realocar as áreas de vida viáveis de muitos organismos, tendo efeitos diferentes para indivíduos com diferentes capacidades de movimentação (HADDAD; GIOVANELLI; ALEXANDRINO, 2008; LEMES; MELO; LOYOLA, 2014). Outro fator negativo é o aumento das doenças relacionadas com a perda e fragmentação de habitat, como diversos vírus e fungos (e.g., *Batrachochytrium dendrobatidis*), que são umas das principais causas do declínio mundial das populações e que ameaçam as populações para o bioma (CARNAVAL et al., 2006; BECKER; ZAMUDIO, 2011).

Tendo em vista que a conectividade é fundamental para garantir a persistência das espécies florestais com reprodução aquática, medidas que aumentem a conexão entre os fragmentos remanescentes de forma funcional, i.e., conecte as populações de anfíbios anuros, devem ser adotadas para assegurar a manutenção dessas populações, tanto de baixa como de alta capacidade de movimentação (ROTHERMEL, 2004; CUSHMAN, 2006; COMPTON et al., 2007; TODD et al., 2009; POPESCU; HUNTER JR., 2011). Ações integradas, como conservação e restauração florestal (TAMBOSI et al., 2014), manutenção da biodiversidade (BANKS-LEITE et al., 2014) e prioridade e conservação da biodiversidade (RIBEIRO et al., 2013) em ampla escala devem ser direcionadas para manter a conectividade funcional das populações de anfíbios, tendo em vista os possíveis efeitos da redução populacional, erosão genética e mudanças climáticas, além das mudanças recentes aprovadas na legislação do Código Florestal, que põem em risco a vegetação natural ao redor dos corpos d'água (TABARELLI et al., 2010; TOLEDO et al., 2010; LOYOLA et al., 2012; TAMBOSI et al., 2014).

Apesar dos resultados, a abordagem de considerar a persistência das espécies com base no MAH pode ter sido supersimplificadora. O fato de o modelo ter indicado que a espécie ocorre em uma paisagem não garante que a mesma esteja ali, dado que características como uma barreira natural ou competição interespecífica podem limitar sua distribuição. Sendo assim, estimativas de não persistência podem ter sido consideradas equivocadas, dado que o ambiente foi considerado adequado (adequabilidade  $> 0,4$ ) e o levantamento não a encontrou, quando na verdade a espécie realmente não ocorria ali. Entretanto, esse é um erro inerente ao método de MAH, e não deve ofuscar os resultados alcançados, uma vez que o padrão geral de efeito que fragmentação sobre a persistência foi alcançado.

Por fim, a falta de corroboração da hipótese inicial para uma das espécies (*V. eurygnatha*) pode ser explicada pela utilização de uma nota de corte (*threshold*) da adequabilidade muito acima do necessário. O valor utilizado foi de 0,4, garantindo que apenas as quadrículas altamente adequadas fossem selecionadas para estimar a persistência e o cálculo dos índices da paisagem. Ao adotar um valor menor (p. ex., LPT – *Lowest Presence Threshold*, i.e., Menor Limiar de Presença, onde o limite de corte seria o menor valor para um ponto de ocorrência; PEARSON et al., 2007), isso pode aumentar as unidades de análise, e assim possibilitar notar os padrões para a espécie.

Além disso, como nem todo o banco de dados foi utilizado pode-se empregar outras espécies de reprodução em lagos ou poças temporárias para testar o efeito da fragmentação sobre espécies com esse tipo de reprodução, da mesma forma como aquelas que possuem

reprodução direta e habitam a serrapilheira. As respostas para esses subgrupos de espécies de anfíbios podem prover informações para todo o grupo dos anfíbios anuros e ajudar a entender como o processo de fragmentação pode estar afetando esses indivíduos.

## 6 CONCLUSÃO

Devido às características morfológicas dos anfíbios (baixa capacidade de movimentação e microhabitat específicos para a reprodução), os efeitos da fragmentação são mais pronunciados em escalas mais finas (e.g., quatro quilômetros quadrados). A conectividade se mostrou fundamental para garantir a manutenção e persistência das populações em curto e longo prazo, dessa forma, atenta-se para a importância do direcionamento dos programas de restauração visando aumentar os índices de conectividade entre os remanescentes do bioma da Mata Atlântica através de corredores funcionais que consideram a capacidade de movimentação dos anfíbios.

Esse trabalho contribuiu de forma significativa para reunir dados dos levantamentos dos anfíbios realizados em todo o bioma em questão, preenchendo uma lacuna de conhecimento ao sistematizar essas informações acerca da ocorrência das espécies desse grupo. Além disso, foi proposto um novo método para verificar os efeitos da fragmentação sobre os anfíbios, levando em consideração modelos de adequabilidade de habitat e a ocorrência de espécies de anfíbios (persistência na paisagem), contribuindo para direcionar futuros programas de conservação, bem como gerar informações para restauração florestal.

Estudos futuros podem ser realizados para testar limites de corte mais baixos para os modelos de adequabilidade de habitat (p. ex. LPT – *Lowest Presence Threshold*, i.e., Menor Limiar de Presença) e para espécies-específicas, ao invés de uma nota fixa para diferentes espécies, para garantir o máximo de levantamentos, a fim de testar as hipóteses dos efeitos da fragmentação. Atenta-se também para o uso de outras variáveis, derivadas de relevo ou de origem antrópica, como estradas ou distância de centros urbanos, ou ainda, uma variável que componha a menor distância entre os fragmentos florestais e os corpos d'água (*Split Distance*). A escolha de outras espécies com diferentes modos de reprodução (lagos, poças temporárias ou de forma direta), pode gerar respostas mais completas para o grupo dos anfíbios como um todo e direcionar os programas de conservação para espécies ameaçadas.

## REFERÊNCIAS

- ALFORD, R. A.; RICHARDS, S. J. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 30, p. 133-165, 1999.
- ALMEIDA, A. P.; 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, n. 4, p. 542-560, 2011.
- AMBDATA. **Variáveis Ambientais para Modelagem de Distribuição de Espécies**. 2014. Grupo de Modelagem para estudos da Biodiversidade. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/index.php>>. Acesso em: 10 jun. 2014.
- AMPHIBIAWEB. **Information on amphibian biology and conservation**. 2012. Berkeley, California: AmphibiaWeb. Disponível em: <<http://amphibiaweb.org/>> Acesso em: 07 jun. 2012.
- ANDERSEN, L. W., FOG, K., DAMGAARD, C. Habitat fragmentation causes bottlenecks and inbreeding in the European tree frog (*Hyla arborea*). **Proceedings of Biological Sciences**, v. 271, p. 1293-1302, 2004.
- ANTUNES, P. A. **Descrição Taxonômica e História Natural de uma Nova Espécie de Hysiboas da Mata Atlântica do Alto da Serra de Paranapiacaba Estado de São Paulo (Amphibia, Anura, Hylidae)**. 2007. 144 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Rio Claro, Rio Claro, São Paulo, 2007.
- ARAÚJO, C. O.; CONDEZ, T. H.; SAWAYA, R. J. S. Anfíbios Anuros do Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, sudeste do Brasil, e suas relações com outras taxocenoses no Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p.77-98, 2009.
- ARAÚJO, C. O. et al. Anfíbios e répteis do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP: um remanescente de Mata Atlântica do Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 257-274, 2010.
- ARAÚJO, C. O.; ALMEIDA-SANTOS, S. M. Composição, riqueza e abundância de anuros em um remanescente de Cerrado e Mata Atlântica no estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 265-275, 2013.
- ARAÚJO, O. G. S. et al. The amphibians of São Paulo State. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, p. 197-209, 2009.
- ARMSTRONG, C. G.; CONTE, C. E. Taxocenose de anuros (Amphibia: Anura) em uma área de Floresta Ombrófila Densa no Sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 39-46, 2010.
- BAÊTA, D.; SILVA, D. H. Amphibia, Anura, Leiuperidae, *Physalaemus erythros* Caramaschi, Feio and Guimarães-Neto, 2003: Distribution extension. **Check List**, v. 5, n. 4, p. 812-814, 2009.

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, p. 1041-1045, 2014.

BARROS, A. B. **Herpetofauna do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil**. 2011. 119 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2011.

BASTIANI, V. I. M.; LUCAS, E. M. Diversidade de anuros (Amphibia, Anura) em um remanescente de Floresta Estacional no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 255-264, 2013.

BECK, A. **Armandinho Dois**. Santa Maria, 2014. 96 p.

BECKER, C. G. et al. Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, v. 318, p. 1775-1777, 2007.

BECKER, C. G.; LOYOLA, R. D. Extinction risk assessments at the population and species level: implications for amphibian conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 2297-2304, 2008.

BECKER C. G.; ZAMUDIO, K. R. Tropical amphibian populations experience higher disease risk in natural habitats. **PNAS**, v. 108, n. 24, p. 9893-9898, 2011.

BECKER, C. G., et al. Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae. **Conservation Biology**, v. 24, p. 287-294, 2010.

BERNARDE, P. S.; MACHADO, R. A. Riqueza de espécies, ambientes de reprodução e temporada de vocalização da anurofauna em Três Barras do Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). **Cuadernos de Herpetología**, v. 14, n. 2, p. 93-104, 2001.

BERTOLUCI, J. et al. Herpetofauna da Estação Ambiental de Peti, um fragmento de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 147-155, 2009.

BERVEN, K. A., GRUDZIEN, T. A. Dispersal in the wood frog (*Rana sylvatica*): implications for genetic population structure. **Evolution**, v. 44, p. 2047-2056, 1990.

BITTENCOURT-SILVA, G. B.; SILVA, H. R. Insular Anurans (Amphibia: Anura) of the coast of Rio de Janeiro, Southeast, Brazil. **Check List**, v. 9, n. 2, p. 225-234, 2013.

BLAUSTEIN, A. R.; KIESECKER, J. M. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. **Ecology Letters**, v. 5, n. 4, p. 597-608, 2002.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic Forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, v. 24, n. 7, p. 907-918, 2009.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, n. 6, p. 1018-1029, 2011.

BOWNE, D. R., BOWERS, M. A. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. **Landscape Ecology**, v. 19, n. 1, p. 1-20, 2004.

BRASSALOTI, R. A., ROSSA-FERES, D. C.; BERTOLUCI, J. Anurofauna da Floresta Estacional Semidecidual da Estação Ecológica dos Caetetus, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 275-291, 2010.

BROWN, J. L. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic, and species distribution model analyses. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 7, p. 694-700, 2014.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretical Approach**. 2 ed. New York: Springer-Verlag, 2002.

CANELAS, M. A. S.; BERTOLUCI, J. Anuros da Serra do Caraça, sudeste do Brasil: composição de espécies e padrões sazonais de atividade vocal. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 97, n. 1, p. 21-26, 2007.

CARNAVAL, A. C.; MORITZ, C. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 7, p. 1187-1201, 2008.

CARNAVAL, A. C. O. Q. et al. Amphibian Chytrid Fungus Broadly Distributed in the Brazilian Atlantic Rain Forest. **EcoHealth**, v. 3, n. 1, p. 41-48, 2006.

CARR, L. W.; FAHRIG, L. Effect of road traffic on two amphibian species of different vagility. **Conservation Biology**, v. 15, n. 4, p. 1071-1078, 2001.

CARVALHO-E-SILVA, A. M. T.; SILVA, G. R.; CARVALHO-E-SILVA, S. P. Anuros da Reserva Rio das Pedras, Mangaratiba, RJ, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 199-209, 2008.

CASTANHO, L. **História natural de uma comunidade de anuros da região de Guaraqueçaba, litoral norte do estado do Paraná**. 2000. 132 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Área de Zoologia) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Rio Claro, Rio Claro, São Paulo, 2000.

CECHIN, S. Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda ("pitfall traps") em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 3, p. 729 -740, 2000.

CEREZOLI, J. P. M. **Anurofauna em riachos de fragmentos florestais da chapada das perdizes, Serra de Carrancas, Sul de Minas Gerais**. 2008. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, 2008.

CERON, K.; DE BONNA, H.; ZOCCHÉ, J. J. Riqueza de Anfíbios Anuros em um Remanescente Florestal da Mata Atlântica no Sul do Brasil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 10., 2011, São Lourenço - MG. **Resumo...** [S.l.]: s.n., 2011. p. 1-3.



COLLINS, J. P.; STORFER, A. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. **Diversity and Distributions**, v. 9, n. 2, p. 89-98, 2003.

COLOMBO, P. et al. Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, Município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n.3, p. 229-240, 2008.

COMPTON, B. W. A Resistant-Kernel Model of Connectivity for Amphibians that Breed in Vernal Pools. **Conservation Biology**, v. 21, n. 3, p. 788-799, 2007.

CONDEZ, T. H. **Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo**. 2009. 190 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Instituto Butantan, São Paulo, São Paulo, 2009.

CONDEZ, T. H.; SAWAYA, R. J.; DIXO, M. Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 157-186, 2009.

CONSERVATION INTERNATIONAL: **Atlantic Forest**. 2012. Disponível em: <[http://www.conservation.org/where/priority\\_areas/hotspots/south\\_america/Atlantic-Forest/Pages/default.aspx](http://www.conservation.org/where/priority_areas/hotspots/south_america/Atlantic-Forest/Pages/default.aspx)>. Acesso em: 20 jul. 2012.

CONTE, C. E.; MACHADO, R. A. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 940-948, 2005.

CONTE, C. E.; ROSSA-FERES, D. C. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 1, p. 162-175, 2006.

CONTE, C. E. **Diversidade de anfíbios da floresta com Araucária**. 2010. 118 f. Tese (Doutorado em Biologia Animal, área de Ecologia e Comportamento) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto, São José do Rio Preto, São Paulo, 2010.

COSTA, W. P.; ALMEIDA, S. C.; JIM, J. Anurofauna em uma área na Depressão Periférica, no centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 163-174, 2013.

COUVET, D. Deleterious Effects of Restricted Gene Flow in Fragmented Populations. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 369-376, 2002.

CROSBY, M. K.; LICHT, L. E.; FU, J. The effect of habitat fragmentation on finescale population structure of wood frogs (*Rana sylvatica*). **Conservation Genetics**, v. 10, n. 6, p. 1707-1718, 2008.

CRUZ, C. A. G.; FEIO, R. N.; CARAMASCHI, U. **Anfíbios de Ibitipoca**. Belo Horizonte: Editora Bicho do Mato, 2007.

CUNHA, A. K.; OLIVEIRA, I. S.; HARTMANN, M. T. Anurofauna da Colônia Castelhanos, na Área de Proteção Ambiental de Guaratuba, Serra do Mar paranaense, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 123-134, 2010.

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.

DALLACORTE, F. et al. Riqueza de anuros (Amphibia, Anura) em fragmento de Floresta Ombrófila Densa Atlântica - Parque Natural Municipal Nascentes do Garcia, Blumenau/SC. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 4., 2003, Fortaleza-CE. **Anais...** Fortaleza: Editora da Universidade Federal do Ceará, 2003. p. 206-208.

D'ANUNCIAÇÃO, P. E. R. et al. Forest Fragments Surrounded by Sugar Cane Are More Inhospitable to Terrestrial Amphibian Abundance Than Fragments Surrounded by Pasture. **International Journal of Ecology**, v. 2013, p. 1-8, 2013.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DE DOMENICO, E. A. **Herpetofauna do Mosaico de Unidades de Conservação do Jacupiranga, SP**. 2008. 199 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, São Paulo, 2008.

DIAS, F. O. **Riqueza de espécies e ambientes de reprodução de uma comunidade de anuros (Amphibia, Anura) na região do Mono, no Parque Nacional da Serra do Itajaí, sul do Brasil**. 2006. 18 f. Tese de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, Santa Catarina, 2006.

DIXO, M. Rediscovery of *Hyophryne histrio* (Anura, Microhylidae) in Atlantic Forest remnants of Bahia, northeastern Brazil. **Phyllomedusa**, v. 3, n. 1, p. 77-79, 2004.

DIXO, M.; MARTINS, M. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest? **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 5, p. 551-554, 2008.

DIXO, M. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1560-1569, 2009.

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

ELITH, J. et al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, p. 129-151, 2006.

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

- ETEROVICK, P. C. et al. Amphibian Declines in Brazil: An Overview. **Biotropica**, v. 37, n. 2, p. 166-179, 2005.
- FAHRIG, L. et al. Effect of road traffic on amphibian density. **Biological Conservation**, v. 73, p. 177-182, 1995.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FARR, T. G., et al. The Shuttle Radar Topography Mission. **Reviews of Geophysics**, v. 45, n. 2, p. 1-33, 2007.
- FERRAZ, K. M. P. M. B. et al. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in south-eastern Brazil. **Environmental Conservation**, v. 39, n. 4, p. 1-9, 2012.
- FERREIRA, R. B.; SILVA-SOARES, T.; RÖDER, D. Amphibians of Vitória, an urban area in south-eastern Brazil: first approximation. **Salamandra**, v. 46, n. 4, p. 187-196, 2010.
- FIGUEIREDO, L. Sinal vermelho na Mata Atlântica. **Terra da Gente**, Biodiversidade, p. 60-67, 2007.
- FOERSTER, N. E. Anurofauna da Floresta Nacional de Pirai do Sul. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2011, 10., São Lourenço - MG. **Resumo...** [S.l.]: s.n., 2011. p. 1-2.
- FONSECA, C. R., et al. Modeling habitat split: landscape and life history traits determine amphibian extinction thresholds. **PLoS One**, v. 8, e66806, 2013.
- FORLANI, M. C. et al. Herpetofauna of the Carlos Botelho State Park, São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 3, p. 265-309, 2010.
- FOURCADE, Y. et al. Mapping Species Distributions with MAXENT Using a Geographically Biased Sample of Presence Data: A Performance Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. **Plos One**, v. 9, n. 5, p. 1-13, 2014.
- FRANKHAM, R. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. **Genetical Research**, v. 66, p. 95-107, 1995.
- FRANKLIN, A. B.; NOON, B. R.; GEORGE, T. L. What is Habitat Fragmentation? **Studies in Avian Biology**, n. 25, p. 20-29, 2002.
- FRANKLIN, J. **Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction**. Cambridge: Cambridge University Press, 2009.
- FREITAS, M. A.; SILVA, T. F. S.; FONSECA, P. Geographic distribution *Hyalinobatrachium eurygnathum*. **Herpetological Review**, v. 38, n. 4, p. 475-476, 2007.

FROST, D. R. **Amphibian Species of the World: an Online Reference, Version 6.0** (17 janeiro 2015). New York: American Museum of Natural History, 2015. Disponível em: <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>>. Acesso em: 17 jan. 2015.

GARCIA, P. C. A. et al. Anfíbios Anuros da Serra do Itapeti. In: MORINI, M. S. C.; MIRANDA, V. F. O. (Org.). **Serra do Itapeti: aspectos históricos, sociais e naturalísticos**. Bauru: Canal 6, 2012. p. 259-271.

GAREY, M. V.; HARTMANN, M. T. Anuros da Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 4, p. 137-145, 2012.

GASPARINI, J. L. **Anfíbios e Répteis: Vitória e Grande Vitória Espírito Santo**. Vitória, 2012.

GBIF. **Global Biodiversity Information Facility**. Free and open access to biodiversity data. 2014. Disponível em: <<http://www.gbif.org/>>. Acesso em: 10 jun. 2014.

GIASSON, L. O. M. **Atividade Sazonal e Uso do Ambiente por Anfíbios da Mata Atlântica no Alto da Serra do Mar**. 2008. 149 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Rio Claro, Rio Claro, São Paulo, 2008.

GIBBS, J. P. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. **Landscape Ecology**, v. 13, n. 4, p. 263-268, 1998a.

GIBBS, J. P. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. **Journal of Wildlife Management**, v. 62, p. 584-589, 1998b.

GIOVANELLI, J. G. R. et al. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 2, p. 215-224, 2010.

GOMES, F. B. R. 2009. **Uso de habitats e ecomorfologia de girinos na Serra da Mantiqueira, SP**. 2009. 89 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Rio Claro, Rio Claro, São Paulo, 2009.

GRASS DEVELOPMENT TEAM. **Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 6.4.2**. 2012. Open Source Geospatial Foundation. Disponível em: <<http://grass.osgeo.org/>>. Acesso em: 01 jun. 2014.

GUAYASAMIN, J. M. et al. Phylogenetic systematics of Glassfrogs (Amphibia: Centrolenidae) and their sister taxon *Allophryne ruthveni*. **Zootaxa**, n. 2100, p. 1-97, 2009.

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

GUIX, J. C. et al. Natural history and conservation of bufonids in four Atlantic Rainforest areas of southeastern Brazil. **Herpetological Natural History**, v. 6, n. 1, p. 1-12, 1998.

HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.

HADDAD, C. F. B.; GIOVANELLI, J. G. R.; ALEXANDRINO, J. O aquecimento global e seus efeitos na distribuição e declínio dos anfíbios. In: BUCKERIDGE, M. (Org.). **A biologia e as mudanças climáticas no Brasil**. São Carlos: RIMA, 2008, v. 1, p. 195-206.

HADDAD, C. B. F. et al. **Guia dos Anfíbios da Mata Atlântica: Diversidade e Biologia**. São Paulo: Anolis Books Editora, 2013.

HADDAD, C. F. B.; SAZIMA, I. Anfíbios anuros da Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. (Org.) **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da UNICAMP/FAPESP, 1992. p. 188-121.

HANSEN, M. et al. Global Percent Tree Cover at a Spatial Resolution of 500 Meters: First Results of the MODIS Vegetation Continuous Fields Algorithm. **Earth Interactions**, v. 7, n. 10, p. 1-15, 2003.

HARTMANN, M. T.; HARTMANN, P. A.; HADDAD, C. F. B. Reproductive modes and fecundity of an assemblage of anuran amphibians in the Atlantic rainforest, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 100, n. 3, p. 207-215, 2010.

HEYER, W. R. et al. Frogs of Boracéia. **Arquivos de Zoologia**, v. 31, n. 4, p. 231-410, 1990.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, n. 15, p. 1965-1978, 2005.

HIJMANS, R. J. et al. Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. **Ecology**, v. 93, p. 679-688, 2012.

HOMAN, R. N. et al. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. **Ecological Applications**, v. 14, n. 5, p. 1547-1553, 2004.

IBAMA. **Lista de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção**: Anexo à Instrução Normativa N° 3, de 27 de maio de 2003 do Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF, 2003. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm>>. Acesso em: 20 jan. 2013.

IZECKSOHN, E.; CARVALHO-E-SILVA, S. P. **Anfíbios do Município do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Editora UFRJ, 2008.

JEHLE, R.; BURKE, T.; ARNTZEN, J. W. Delineating fine-scale genetic units in amphibians: Probing the primacy of ponds. **Conservation Genetics**, v. 6, p. 227-234, 2005.

JOHANSSON, M., PRIMMER, C. R., MERILA, J. Does habitat fragmentation reduce fitness and adaptability? A case study of the common frog (*Rana temporaria*). **Molecular Ecology**, v. 16, p. 2693-2700, 2007.

JORGE, M. L. S. P. et al. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49-57, 2013.

JUARES, A. M. **Diversidade de Anfíbios Anuros na Serra da Mantiqueira, na Região do Pico dos Marins**. 2011. 120 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, São Paulo, 2011.

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

LEHNER, B., VERDINI, K.; JARVIS, A. HydroSHEDS – **Technical Documentation**. v. 10, 2006. p. 27.

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.

LIMA, A. M. X. et al. Natural History of the Lutz’s Frog *Cycloramphus lutzorum* Heyer, 1983 (Anura: Cycloramphidae) in the Brazilian Atlantic Forest: Description of the Advertisement Call, Tadpole, and Karyotype. **Journal of Herpetology**, v. 44, n. 3, p. 360-371, 2010.

LINGNAU, R. A importância da “Área de Proteção Ambiental de Guaratuba” para conservação de algumas espécies de anfíbios anuros no estado do Paraná, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 4., 2004, Curitiba, Brasil. **Anais...** Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: Rede Nacional de Pró-Unidades de Conservação, 2004. p. 92-97.

LINGNAU, R. **Distribuição temporal, atividade reprodutiva e vocalizações em uma assembleia de anfíbios anuros de uma Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina, sul do Brasil**. 2008. 94 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

LION, M. B.; GARDA, A. A.; FONSECA, C. R. Split distance: a key landscape metric shaping amphibian populations and communities in forest fragments. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 11, p. 1-13, 2014.

LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; REAL, R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, p. 145-151, 2008.

LOISELLE, B. A. et al. Assessing the impact of deforestation and climate change on the range size and environmental niche of bird species in the Atlantic forests, Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 37, n. 7, p. 1288-1301, 2010.

LOYOLA, R. D. et al. Hung Out to Dry: Choice of Priority Ecoregions for Conserving Threatened Neotropical Anurans Depends on Life-History Traits. **PLoS ONE**, v. 3, n. 5, e2120, p. 1-8, 2008.

LUCAS, E. M.; FORTES, V. B. Diversidade de anuros na Floresta Nacional de Chapecó, Floresta Atlântica do sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 51-61, 2008.

LUCAS, E. M.; MAROCCO, J. C. Anurofauna (Amphibia, Anura) em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista no Estado de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 377-384, 2011.

LYRA-JORGE, M. C. et al. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 3, p. 359-368, 2010.

MACHADO, I. F.; MALTCHIK, L. Check-list da diversidade de anuros no Rio Grande do Sul (Brasil) e proposta de classificação para as formas larvais. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, n. 2, p. 101-116, 2007.

MACHADO, M. W. **Comunidades de anfíbios anuros em duas fitofisionomias do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro Estado de Santa Catarina**. 2011. 151 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

MACHADO, R. A. **Ecologia de assembleias de anfíbios anuros no município de Telêmaco Borba, Paraná, sul do Brasil**. 2004. 128 f. (Tese de Doutorado em Ciências Biológicas, Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, 2004.

MACHADO, R. S. et al. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia, Anura). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 4, p. 997-1004, 1999.

MAESTRI, R. et al. Anurofauna em Remanescentes de Mata Atlântica no Sul do Brasil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2011, 10., São Lourenço - MG. **Resumo...** [S.l.]: s.n., 2011. p. 1-2.

MAFFEI, F. **Diversidade e uso do habitat de comunidades de anfíbios anuros em Lençóis Paulista Estado de São Paulo**. 2010. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, Zoologia) - Universidade Estadual Paulista, Campus de Botucatu, Botucatu, São Paulo, 2010.

MAFFEI, F.; UBAID, F. K.; JIM, J. **Anfíbios: Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, SP, Brasil**. Bauru: Editora Canal 6, 2011.

MALAGOLI, L. R. **Diversidade e Distribuição dos Anfíbios Anuros do Núcleo Curucutu, Parque Estadual da Serra do Mar (SP)**. 2013. 206 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Rio Claro, Rio Claro, São Paulo, 2013.

MARTENSEN, A. C. et al. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, 2012.

MARTENSEN, A. C. et al. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, 2008.

MENDONÇA, R. A. **Taxocenose de Anfíbios Anuros do Entorno da Barragem do Rio São Bento (BR SB), Siderópolis, SC.** 2008. 70 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, Santa Catarina, 2008.

MEROW, C.; SMITH, M. J.; SILANDER JR., J. A. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. **Ecography**, v. 36, p. 1058-1069, 2013.

METZGER, J. P. et al. O uso de modelos em ecologia de paisagens. Megadiversidade. **Conservation International**, v. 3, n. 1-2, p. 64-73, dez. 2007.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.** Mexico City: CEMEX, 2005.

MONTESINOS, R. et al. Frogs and toads of the Pedra Azul-Forno Grande Biodiversity Corridor, southeastern Brazil. **Check List**, v. 8, n. 1, p. 102-111, 2012.

MORAES, A. R. et al. A comparative analysis of global, national, and state red lists for threatened amphibians in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 10, p. 2633-2640, 2012.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b., p. 786-792, 2000.

MOURA, M. R. et al. Herpetofauna da Serra do Brigadeiro, um remanescente de Mata Atlântica em Minas Gerais, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 1-27, 2012.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NETELER, M. et al. GRASS GIS: A multi-purpose open source GIS. **Environmental Modelling & Software**, v. 31, p. 124-130, 2012.

NEWCOMB HOMAN, R., WINDMILLER, B. S., REED, J. M. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. **Ecological Applications**, v. 14, n. 5, p. 1547-1553, 2004.

NOWAKOWSKI, J. et al. Evaluating connectivity for tropical amphibians using empirically derived resistance surfaces. **Ecological Applications**. 2014. In Press.

PEARSON, R. G. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, v. 34, 102-117, 2007.



PEREIRA, A. B. Mata Atlântica: uma Abordagem Geográfica. **Nucleus**, v. 6, n. 1, p.27-53, 2009.

PERES, P. **Taxocenose de anfíbios anuros do parque ecoturístico e ecológico de Pedras Grandes, SC**. 2010. 86 f. Tese de Conclusão de Curso (Curso de Ciências Biológicas) - Universidade Comunitária de Criciúma, Criciúma, Santa Catarina, 2010.

PETERSON, A. T. et al. **Ecological Niches and Geographic Distributions**. Monographs in Population Biology 49. New Jersey: Princeton University Press, 2011.

PETERSON, A. T. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. **Biodiversity Informatics**, v. 3, p. 59-72, 2006.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, n. 3-4, p. 231-259, 2006.

PHILLIPS; S. J.; DUDÍK, M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, v. 31, n. 2, p. 161-175, 2008.

PILLSBURY, F. C.; MILLER, J. R. Habitat and landscape characteristics underlying anuran community structure along an urban-rural gradient. **Ecological Applications**, v. 18, n. 5, p. 1107-1118, 2008.

PIRANI, R. M.; NASCIMENTO, L. B.; FEIO, R. N. Anurans in a forest remnant in the transition zone between cerrado and atlantic rain forest domains in southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 3, p. 1093-1104, 2013.

POMBAL JR., J. P.; GORDO, M. Anfíbios anuros da Juréia. In: MARQUES, O. V.; WÂNIA, D. (Ed.). **Estação Ecológica Juréia-Itatins**. Ambiente físico, flora e fauna. Ribeirão Preto: Holos, 2004, p. 243-256.

POMBAL JR., J. P.; HADDAD, C. F. B. Estratégias e modos reprodutivos de anuros (Amphibia) em uma poça permanente da Serra de Paranapiacaba, Sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 45, n. 15, p. 215-229, 2005.

PONTES, A. L. P.; ROCHA, C. F. D. Os Anfíbios da Serrapilheira da Mata Atlântica Brasileira: Estado Atual do Conhecimento. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 750-761, 2011.

POPESCU, V. D.; HUNTER JR., M. L. Clear-cutting affects habitat connectivity for a forest amphibian by decreasing permeability to juvenile movements. **Ecological Applications**, v. 21, n. 4, p. 1283-1295, 2011.

PORTO, T. J. et al. Evaluating forest refugial models using species distribution models, model filling and inclusion: a case study with 14 Brazilian species. **Diversity and Distributions**, v. 18, n. 1, p. 1-11, 2012.

PROVETE, D. B. **AmphibiaWeb: Information on amphibian biology and conservation**. 2012. Berkeley, California: AmphibiaWeb. Disponível em: <<http://amphibiaweb.org/>>. Acesso em: 07 jun. 2012.

QUANTUM GIS. **QGIS Development Team**. 2014. Versão 1.8.0. Disponível em: <<http://www.qgis.org/>>. Acesso em: 20 jan. 2014.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. 2014. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 20 jun. 2014.

RADOSAVLJEVIC, A.; ANDERSON, R. P. Making better MAXENT models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. **Journal of Biogeography**, v. 41, n. 4, p. 629-643, 2014.

REED, D. H., FRANKHAM, R. Correlation between fitness and genetic diversity. **Conservation Biology**, v. 17, p. 230-237, 2003.

RENNÓ, C. D. et al. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3469-3481, 2008.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO, R. S.; EGITO, G. T. B. T.; HADDAD, C. F. B. Chave de Identificação: Anfíbios Anuros da Vertente de Jundiá da Serra do Japi Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 1-15, 2005.

ROCHA, V. J. et al. A biodiversidade da Fazenda Monte Alegre da Klabin S/A - no estado do Paraná. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 8., 2003, São Paulo - SP. **Anais...** São Paulo: SBS, 2003. 2 CD.

ROQUE, F. O. et al. Untangling associations between chironomid taxa in Neotropical streams using local and landscape filters. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 4, p. 847-865, 2010.

ROSSA-FERES, D. C. et al. Anfíbios do Estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 1-19, 2011.

ROTHERMEL, B. B. Migratory Success of Juveniles: a Potential Constraint on Connectivity for Pond-Breeding Amphibians. **Ecological Applications**, v. 14, n. 5, p. 1535-1546, 2004.

ROWE, G.; BEEBEE, T. J. C. Population on the verge of a mutational meltdown? Fitness costs of genetic load for an amphibian in the wild? **Evolution**, v. 57, p. 177-181, 2003.

RUTLEDGE, D. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: Can pattern reflect process? **DOC Science Internal Series**, v. 98, p. 1-24, 2003.

SABBAG, A. F.; ZINA, J. Anurofauna de uma mata ciliar no município de São Carlos, estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 179-188, 2011.

SACRAMENTO, M. **AMPHIBIAWEB**. Information on amphibian biology and conservation. 2015. Berkeley, California: AmphibiaWeb. Disponível em: <<http://amphibiaweb.org/>> Acesso em: 10 jan. 2015.

SALLES, R. O. L.; WEBER, L.; SILVA-SOARES, T. Amphibia, Anura, Parque Natural Municipal da Taquara, municipality of Duque de Caxias, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. **Check List**, v. 5, n. 4, p. 840-854, 2009.

SANTOS, E. J. **Diversidade de Anfíbios Anuros em Fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual**. 2013a. 120 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, 2013.

SANTOS, P. S. **Herpetofauna do Corredor Sossego-caratinga, Mata Atlântica no Sudeste do Brasil: Estrutura das Comunidades e Influência da Paisagem**. 2013b. 201 f. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2013.

SÃO PEDRO, V. A.; FEIO, R. N. Anuran species composition from Serra do Ouro Branco, southernmost Espinhaço Mountain Range, state of Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 7, n. 5, p. 671-680, 2011.

SÃO PEDRO, V. A.; FEIO, R. N. Distribuição espacial e sazonal de anuros em três ambientes na Serra do Ouro Branco, extremo sul da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 143-154, 2010.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Global Biodiversity Outlook 3**. Montréal, 2010.

SEGALLA, M. V. et al. Brazilian Amphibians: List of Species. **Herpetologia Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 37-48, 2014.

SERAFIM, H. et al. Anurofauna de remanescentes de floresta Atlântica do município de São José do Barreiro Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 69-78, 2008.

SILVA, H. R.; CARVALHO, A. L. G.; BITTENCOURT-SILVA, G. B. Frogs of Marambaia: a naturally isolated Restinga and Atlantic Forest remnant of southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, p. 167-174, 2008.

SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. Conservation of Brazilian Amphibians. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 653-658, 2005.

SILVA-SOARES, T. et al. Anfíbios anuros da RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Município de Guapimirim, Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 225-233, 2010.

SÍMOVÁ, P.; GDULOVÁ, K. Landscape indices behavior: A review of scale effects. **Applied Geography**, v. 34, p. 385-394, 2012.

SIQUEIRA, C. C.; VRCIBRADIC, D.; ROCHA, C. F. D. Comunidade de Anfíbios do Parque Estadual dos Três Picos e Reserva Ecológica de Guapiaçu: Composição e Riqueza de

Espécies ao Longo de um Gradiente Altitudinal. In: ENCONTRO CIENTÍFICO DO PARQUE ESTADUAL DOS TRÊS PICOS, 1., 2011, Cachoeiras de Macacu - RJ. **Encontro...** [S.l.]: s.n., 2011. p. 52-56.

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

SOETAERT, K.; HERMAN, P. M. J. **A Practical Guide to Ecological Modelling: Using R as a Simulation Platform**. New York: Springer-Verlag, 2009.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Download de Mapas**. Arquivos em formato SHAPEFILE, 2008. Disponível em: <<http://mapas.sosma.org.br/dados/>>. Acesso em: 18 ago. 2014.

SPECIESLINK. **Sistema distribuído de informação que integra, em tempo real, dados primários de coleções científicas**. Disponível em: <<http://splink.cria.org.br/>>. Acesso em: 10 jan. 2014.

STUART, S. N. et al. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. **Science**, v. 306, p. 1783-1786, 2004.

SWETS, J. A. Measuring the accuracy of diagnostic systems. **Science**, v. 240, p. 1285-1293, 1988.

TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 132-138, 2005.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2328-2340, 2010.

TAMBOSI, L. R. et al. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169-177, 2014.

TEIXEIRA, M. G. **Distribuição espacial e temporal de comunidade de anfíbios anuros de remanescente de mata na região de Botucatu, SP**. 2009. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Botucatu, Botucatu, São Paulo, 2009.

TILMAN, D. et al. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, v. 371, n. 6492, p. 65-66, 1994.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, p. 7-19, 2000.

TODD, B. D. et al. Effects of forest removal on amphibian migrations: implications for habitat and landscape connectivity. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, p. 554-561, 2009.

TOLEDO, L. F.; ZINA, J.; HADDAD, C. F. B. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. **Holos Environment**, v. 3, n. 2, p. 136-149, 2003.

TOLEDO, L. F. et al. The review of the Brazilian Forest Act: harmful effects on amphibian conservation. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 35-38, 2010.

TONINI, J. F. R. et al. Tetrápodes não voadores da Reserva Biológica de Duas Bocas, Estado do Espírito Santo, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 3, p. 339-351, 2010.

TREVINE, V. C. **Levantamento da Herpetofauna do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP**. 2011. 200 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Rio Claro, Rio Claro, São Paulo, 2012.

WANG, I. J. Fine-scale population structure in a desert amphibian: landscape genetics of the black toad (*Bufo exsul*). **Molecular Ecology**, v. 18, n. 18, p. 3847-3856, 2009.

WERNER, E. E. et al. Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. **Oikos**, v. 116, p. 1713-1725, 2007.

XIMENES, A. C. **Mapas auto-organizáveis para a identificação de ecorregiões do interflúvio Madeira-Purus: uma abordagem da biogeografia ecológica**. 2008. 155 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo, 2008.

YOUNG, B. E. et al. Population Declines and Priorities for Amphibian Conservation in Latin America. **Conservation Biology**, v. 15, n. 5, p. 1213-1223, 2001.

ZINA, J. et al. Taxocenose de anuros de uma mata semidecídua do interior do Estado de São Paulo e comparações com outras taxocenoses do Estado, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 49-58, 2007.

**APÊNDICE A – BANCO DE DADOS DE LEVANTAMENTOS DE ANFÍBIOS DA  
MATA ATLÂNTICA**

**Tabela 5** - Parte utilizada do banco de dados de levantamentos de anfíbios para o Bioma da Mata Atlântica. O símbolo (\*) indica os levantamentos desconsiderados, por não terem sido realizados no bioma da Mata Atlântica.

Nº	Localidade, Município (Estado)	Latitude	Longitude	Nº de espécies	Referência
01	Fazenda Timbó, Amargosa (BA)	-13.122500	-39.661111	01	Freitas; Silva; Fonseca, 2007
02	Parque Nacional da Serra da Canastra (MG)	-20.242000	-46.446000	38	Barros, 2011*
03	Serra do Ouro Branco, Ouro Branco, (MG)	-20.437778	-43.589167	04	São Pedro; Feio, 2011
04	Parque Estadual do Ibitipoca, Lima Duarte e Santa Rita do Ibitipoca (MG)	-21.706667	-43.885000	30	Cruz; Feio; Caramaschi, 2007
05	RPPN Serra do Caraça - Região Alta, Catas Altas (MG)	-20.141111	-43.468056	04	Baêta; Silva, 2009
06	RPPN Serra do Caraça - Região Baixa, Catas Altas (MG)	-20.102778	-43.498889	43	Canelas; Bertoluci, 2007
07	Serra do Ouro Branco, Ouro Branco, (MG)	-20.495000	-43.603333	05	São Pedro; Feio, 2011
08	Serra do Ouro Branco, Ouro Branco, (MG)	-20.473611	-43.652778	06	São Pedro; Feio, 2011
09	Serra do Ouro Branco, Ouro Branco, (MG)	-20.508333	-43.613056	28	São Pedro; Feio, 2010
10	Chapada das Perdizes, Carrancas (MG)	-21.820833	-45.073611	11	Cerezoli, 2008
11	Floresta Estadual do Uaimií, Ouro Preto (MG)	-20.294167	-43.569722	35	Pirani; Nascimento; Feio, 2011
12	Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - Norte (MG)	-20.625556	-42.411111	25	Moura et al., 2012
13	Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - Centro (MG)	-20.722222	-42.480556	49	Moura et al., 2012
14	Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - Sul (MG)	-21.508333	-42.680556	34	Moura et al., 2012
15	Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Peti, São Gonçalo do Rio Abaixo e Santa Bárbara (MG)	-19.893611	-43.382222	33	Bertoluci et al., 2009

Nº	Localidade, Município (Estado)	Latitude	Longitude	Nº de espécies	Referência
16	RPPN Mata do Sossego e Reserva Sossego do Muriqui, Simonésia (MG)	-20.07139	-48.80917	30	Santos, 2013b*
17	Pico dos Marins, Serra da Mantiqueira (SP)/(MG)	-22.508611	-45.149167	32	Juares, 2011
18	APA Jundiá, Serra do Japi, Jundiá (SP)	-23.226944	-46.966667	31	Ribeiro; Egito; Haddad, 2005
19	Serra de Paranapiacaba, Ribeirão Branco (SP)	-24.350556	-48.854722	45	Pombal Jr.; Haddad, 2005
20	Fazenda Atibaia e Pousada Recanto da Floresta, São José do Barreiro (SP)	-22.642778	-44.656667	35	Serafim et al., 2008
21	Parque Estadual de Campos do Jordão, Campos do Jordão (SP)	-22.743611	-45.498056	17	Gomes, 2009
22	Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista (SP)	-22.774444	-48.951944	41	Maffei; Ubaid; Jim, 2011
23	Parque Estadual Carlos Botelho, Serra de Paranapiacaba, São Miguel Arcanjo (SP)	-24.059722	-48.002778	56	Forlani et al., 2010
24	Parque Estadual Carlos Botelho, Serra de Paranapiacaba, São Miguel Arcanjo (SP)	-24.050556	-47.934444	54	Forlani et al., 2010
25	Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba (SP)	-23.383611	-44.841111	40	Hartmann; Hartmann; Haddad, 2010
26	Floresta Estacional Semidecidual da Estação Ecológica dos Caetetus, Gália e Alvilândia (SP)	-22.403056	-49.701389	34	Brassaloti; Rossa-Feres; Bertoluci, 2010
27	Serra de Paranapiacaba, Pilar do Sul (SP)	-23.946944	-47.676667	53	Antunes, 2007
28	Parque Estadual do Jurupará, Tapiraí e Piedade (SP)	-23.920278	-47.475000	48	Condez; Sawaya; Dixo, 2009
29	Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, Apiaí e Iporanga (SP)	-24.463611	-48.641111	60	Araujo et al., 2010
30	Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, São Luis do Paraitinga (SP)	-23.335278	-45.138889	49	Giasson, 2008
31	Recanto Ecológico Sacae Watanabe, Botucatu, SP	-22.997500	-48.504722	13	Teixeira, 2009
32	Estação Ecológica de Angatuba, Angatuba e Guareí (SP)	-23.397778	-48.373611	31	Araujo; Almeida-Santos, 2012

<b>Nº</b>	<b>Localidade, Município (Estado)</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Nº de espécies</b>	<b>Referência</b>
33	Fazenda Bom Passo, Guaratuba (SP)	-25.874167	-48.902222	26	Lingnau, 2004
34	Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André (SP)	-23.779167	-46.294722	79	Trevine, 2012
35	Lençóis Paulista (SP)	-22.802500	-48.923056	40	Maffei, 2010
36	Estação Biológica de Boracéia, Salesópolis (SP)	-23.653611	-45.889444	68	Heyer et al., 1990
37	PARMU Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo (SP)	-24.006111	-48.116389	49	Guix et al., 1998
38	Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Curucutu (SP)	-23.991111	-46.789167	66	Malagoli, 2013
39	Parque Estadual Carlos Botelho, Serra de Paranapiacaba, São Miguel Arcanjo (SP)	-24.023611	-47.917778	05	Forlani et al., 2010
40	Parque Estadual Carlos Botelho, Serra de Paranapiacaba, Sete Barras e Capão Bonito (SP)	-24.116389	-47.995833	05	Forlani et al., 2010
41	Parque Estadual Carlos Botelho, Serra de Paranapiacaba (SP)	-24.104722	-48.046667	05	Forlani et al., 2010
42	Parque Estadual Carlos Botelho, Serra de Paranapiacaba (SP)	-24.204167	-47.942500	06	Forlani et al., 2010
43	Floresta Estadual “Edmundo Navarro de Andrade”, Rio Claro (SP)	-22.411944	-47.521389	21	Toledo; Zina; Haddad, 2003
44	Reserva Legal da Mata São José, Rio Claro (SP)	-22.358889	-47.479444	24	Zina et al., 2007
45	Parque Municipal Nagib Najjar, Serra do Itapeti (SP)	-23.480833	-46.195833	32	Garcia et al., 2012
46	Estação Ecológica Juréia-Itatins, Região do Rio Verde (SP)	-24.407778	-47.025278	26	Pombal Jr.; Gordo, 2004
47	Parque Estadual de Jacupiranga, Núcleo Caverna do Diabo (SP)	-24.637500	-48.403611	26	De Domenico, 2008
48	Parque Estadual de Jacupiranga, Núcleo Cedro (SP)	-24.967500	-48.426389	26	De Domenico, 2008
49	Sítio Recanto Paraíso, Anhembi (SP)	-22.920833	-48.208333	29	Costa; Almeida; Jim, 2013
50	Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica (ES)	-20.281111	-40.521944	52	Tonini et al., 2010
51	Reserva Biológica Augusto Ruschi, Santa Teresa (ES)	-19.896111	-40.558333	103	Gasparini, 2012



<b>Nº</b>	<b>Localidade, Município (Estado)</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Nº de espécies</b>	<b>Referência</b>
52	Parque Estadual do Forno Grande, Castelo (ES)	-20.398056	-41.115000	21	Montesinos et al., 2012
53	Parque Estadual de Pedra Azul, Domingos Martins (ES)	-22.920833	-41.010833	26	Montesinos et al., 2012
54	Ilha da Marambaia, Mangaratiba (RJ)	-23.073056	-43.970000	24	Silva; Carvalho; Bittencourt-Silva, 2008
55	Parque Natural Municipal da Taquara, Duque de Caxias (RJ)	-22.570833	-43.209722	50	Salles; Weber; Silva-Soares, 2009
56	Ilha Grande, Angra dos Reis (RJ)	-23.142500	-44.172222	31	Bittencourt-Silva; Silva, 2013
57	Reserva Rio das Pedras, Mangaratiba (RJ)	-22.991389	-44.100278	41	Carvalho-e-Silva; Silva; Carvalho-e-Silva, 2008
58	Parque Estadual dos Três Picos (RJ)	-22.406111	-42.733889	60	Siqueira; Vrcibradic; Rocha, 2011
59	Ilha Marambaia, Mangaratiba (RJ)	-23.073056	-43.970000	26	Bittencourt-Silva; Silva, 2013
60	Maciço do Tijuca, Rio de Janeiro (RJ)	-22.958889	-43.297778	68	Izecksohn; Carvalho-e-Silva, 2008
61	RPPN Campo Escoteiro Geraldo Hugo Nunes, Guapimirim (RJ)	-22.576111	-43.024444	40	Silva-Soares, 2010
62	Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR)	-23.456944	-51.258611	24	Machado et al., 1999
63	Estação de Piscicultura da UEL, Londrina (PR)	-23.314444	-51.205000	14	Machado et al., 1999
64	Parque Estadual do Rio Guarani, Três Barras do Paraná (PR)	-25.452500	-53.136944	23	Bernarde; Machado, 2001
65	Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba (PR)	-25.175000	-48.294444	42	Garey; Hartmann, 2007
66	Condomínio Rio Sagrado, Morretes (PR)	-25.498611	-48.841389	32	Armstrong; Conte, 2010
67	Colônia Castelhanos, APA Guaratuba na Serra do Mar (PR)	-25.783602	-48.900184	32	Cunha; Oliveira; Hartmann, 2010

<b>Nº</b>	<b>Localidade, Município (Estado)</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Nº de espécies</b>	<b>Referência</b>
68	Parque Ecológico da Klabin, Telêmaco Borba (PR)	-24.283611	-50.583611	32	Machado, 2004
69	Ribeirão Anta Brava, Município de Telêmaco Borba (PR)	-24.150556	-50.387500	09	Machado, 2004
70	Ribeirão no Cerradinho, Município de Telêmaco Borba (PR)	-24.249722	-50.336389	05	Machado, 2004
71	Reserva Barbacena, São Pedro do Ivaí (PR)	-23.802500	-51.931667	21	Santos, 2013a
72	Floresta Nacional de Piraí do Sul, Piraí do Sul (PR)	-24.550000	-49.903889	26	Foerster, 2011
73	Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba (PR)	-24.279167	-50.580000	39	Rocha et al., 2003
74	Fazenda Pedro Pizzatto, General Carneiro (PR)	-26.367500	-51.365278	28	Conte, 2010
75	Rio Jordão, Candói (PR)	-25.633056	-51.972222	26	Conte, 2010
76	PARMU São Luis de Tolosa, Rio Negro (PR)	-26.079722	-49.800278	23	Conte, 2010
77	Córrego Brejamirim, Tributário do Rio Sagrado, Morretes (PR)	-25.590556	-48.815000	03	Lima et al., 2010
78	Região de Guaraqueçaba (PR)	-25.256667	-48.298611	33	Castanho, 2000
79	Serro e Gemido, São José dos Pinhais (PR)	-25.679167	-49.057500	33	Conte; Rossa-Feres, 2006
80	Lagoa, Tijucas do Sul (PR)	-25.951667	-49.220556	23	Conte; Machado, 2005
81	Parque Natural Municipal Nascentes do Garcia, Vale do Itajaí (SC)	-27.028889	-49.182500	39	Dallacorte et al., 2003
82	Floresta Nacional de Chapecó, Chapecó (SC)	-27.088611	-52.779722	24	Lucas; Fortes, 2008
83	Parque Nacional das Araucárias, Ponte Serrada e Passos Maia (SC)	-26.794167	-51.945556	29	Lucas; Marocco, 2011
84	Entorno da Barragem do Rio São Bento, Siderópolis (SC)	-28.609722	-49.593611	30	Mendonça, 2008
85	Bairro Linha Rio Maior, Urussanga (SC)	-28.481389	-49.310556	25	Ceron; De Bonna; Zocche, 2003
86	Parque Estadual Fritz Plaumann, Concórdia (SC)	-27.293333	-52.110556	23	Bastiani; Lucas, 2013

Nº	Localidade, Município (Estado)	Latitude	Longitude	Nº de espécies	Referência
87	Região do Mono, Parque Nacional da Serra do Itajaí (SC)	-27.049167	-49.150000	24	Dias, 2006
88	PARNA das Araucárias, Ponte Serrada e Vargem Bonita (SC)	-26.792778	-51.916944	33	Conte, 2010
89	Parque Ecológico e Ecoturístico de Pedras Grandes, Localidade do Rancho dos Bugres, Pedras Grandes (SC)	-28.484444	-49.256667	23	Peres, 2010
90	Parque Estadual Fritz Plaumann, Concórdia (SC)	-27.296944	-52.115000	19	Maestri et al., 2011
91	Floresta Nacional de Chapecó, Guatambu (SC)	-27.185556	-52.619167	20	Lucas; Fortes, 2008
92	Fazenda Serra da Esperança, Lebon Régis (SC)	-26.853611	-50.666667	32	Lingnau, 2008
93	Caldas da Imperatriz, Santo Amaro da Imperatriz (SC)	-27.730556	-48.809167	39	Machado, 2011

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

**Quadro 3** - Trabalhos utilizados para a aquisição de outros trabalhos, através da busca em suas referências.

Estados	Referências
Espírito Santo	Tonini et al., 2010 Ferreira; Silva-Soares; Röder, 2010 Almeida; Gasparini; Peloso, 2011
Rio de Janeiro	Pontes; Rocha, 2011
São Paulo	Zina et al., 2007 Araújo et al., 2009 Araujo; Condez; Sawaya, 2009 Condez; Sawaya; Dixo, 2009 Rossa-Feres et al., 2011 Sabbag; Zina, 2011
Paraná	Conte; Rossa-Feres, 2006; Armstrong; Conte, 2010
Santa Catarina	Lingnau, 2008 Mendonça, 2008 Ceron; De Bonna; Zocche, 2011 Lucas; Marocco 2011 Bastiani; Lucas, 2013
Rio Grande do Sul	Machado; Maltchik, 2007 Colombo et al. 2008

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

## APÊNDICE B – FORMATO DOS ARQUIVOS DO BANCO DE DADOS

**Quadro 4** - Informações que constam no banco de dados de levantamentos de anfíbios para o Bioma da Mata Atlântica acerca do esforço amostral.

<b>Código</b>	<b>Tipo de Material</b>	<b>Autor da Coleta</b>	<b>Método de Amostragem</b>	<b>Esforço Amostral</b>	<b>Início e Fim das Coletas</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Precisão da Coordenada</b>
001	Tese	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

**Quadro 5** - Informações que constam no banco de dados de levantamentos de anfíbios para o Bioma da Mata Atlântica acerca das espécies encontradas.

<b>Código</b>	<b>Espécies Registradas</b>
001	<i>Rhinella crucifer</i>
001	<i>Rhinella ictericus</i>
...	...

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Japoneses que me inspiram e que serei eternamente grato...

