



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"

Campus São José do Rio Preto

Juliana da Silva Medeiros

Definindo espécies prioritárias à conservação em serpentes: Aspectos ecológicos e evolutivos como base

São José do Rio Preto

2022

Juliana da Silva Medeiros

Definindo espécies prioritárias à conservação em serpentes: Aspectos ecológicos e evolutivos como base

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Orientador: Prof. Dr. Otavio Augusto Vuolo Marques

São José do Rio Preto
2022

M488d Medeiros, Juliana da Silva
Definindo espécies prioritárias à conservação em serpentes:
Aspectos ecológicos e evolutivos como base / Juliana da Silva
Medeiros. -- São José do Rio Preto, 2022
88 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio
Preto

1. Xenodontini. 2. Índice de Priorização. 3. Conservação. 4. Agonia
da escolha. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp.
Biblioteca do Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São
José do Rio Preto. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

Juliana da Silva Medeiros

Definindo espécies prioritárias à conservação em serpentes: Aspectos ecológicos e evolutivos como base

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Otavio Augusto Vuolo Marques
UNESP – Campus de São José do Rio Preto
Orientador

Prof. Dr. Marcio Roberto Costa Martins
USP – Instituto de Biociências

Prof. Dr. Fausto Erritto Barbo
Instituto Butantan – Coleções Zoológicas

São Paulo

22 de julho de 2022

À garotinha que ficava na ponta dos pés admirando as
serpentes no serpentário. Nós conseguimos!

Aos meus pais, que sempre me apoiaram em tudo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Otavio Marques, por toda a orientação, discussão e ensinamentos ao longo desses anos.

Ao instituto Butantan, por me encantar desde pequena com suas serpentes e pelo acolhimento que me dá há 6 anos como bióloga, permitindo o desenvolvimento da minha carreira profissional.

À minha família, principalmente meu pai Luís e minha mãe Rosa, que sempre estiveram ao meu lado me incentivando, apoiando as minhas escolhas e me dando todo amor e suporte para que eu chegasse até aqui. Vocês são a minha vida, tudo que eu faço, eu faço por vocês.

À minha irmãzinha Angel, que sempre será minha pequena e que ilumina minha vida.

Às minhas melhores amigas, Isabella e Francini, que eu amo tanto. Obrigada por participarem da construção da minha vida e por sempre me ouvirem e estarem sempre tão presentes. As irmãs que a vida me deu. Isa, você sempre será a minha pessoa. Fran, sempre será meu coração.

À Hellen e Roberto, os quais eu não consigo mensurar o quanto sou grata pela presença em minha vida. Esses anos turbulentos foram mais fáceis de lidar com vocês ao meu lado. Hellen, obrigada por cada café acompanhado de cantorias para me acordar para escrever essa dissertação. Ro, obrigada por ser o irmão mais velho que sempre quis ter nessa vida. Eu amo vocês!

Ao Rafael, e aquela conversa que, entre outras coisas, me fez tomar coragem para prestar esse processo seletivo. Não há palavras para dizer o quanto aquilo foi importante e como mudou a minha vida. Obrigada! Por isso, por tanto e por sempre.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia e Evolução, Cássia, Igor, Luana, Lucas, Maria José, Mariana, Natália, Sérgio por todos os ensinamentos profissionais e pessoais. Por compartilharem comigo esse amor pelas serpentes e me ensinarem muito sobre elas. Obrigada pelas horas de descontração, pelos churrascos, trabalhos de campo, por me ouvirem e me tratarem sempre com muito carinho. Em especial a Karina e Silas que além disso foram quase que minhas orientadoras, por todas as mentorias, correções e por me inspirarem tanto!

Aos meus amigos do Bumbumtatan, em especial Ana Cláudia, Gian, Grazi e Samira, pela nossa maravilhosa rotina de fofocas e atualizações no café da manhã. Vocês alegam os meus dias e com certeza fizeram da rotina do trabalho mais leve e divertida!

As minhas atuais e antigas Canárias: Fernanda, Letícia, Manuela, Maria Clara e Mariana, por todos esses anos dividindo nossos dias. A família que a vida adulta me presenteou e que foi tão importante para me sentir acolhida durante toda essa jornada. Obrigada por cada café, almoço e jantares juntas, cada série que assistimos e noite de jogos na nossa casa. Vocês são incríveis!!

A todos os meus amigos Piracemers, pela maravilhosa companhia, risadas, jogatinas, brejas e papo furado na porta do nosso amado bar. E ao PiracemaBar por proporcionar um espaço tão amigável, divertido e de péssimo atendimento (risos). Vocês são a dose certa de descontração.

Aos pesquisadores e profissionais da saúde que nos proporcionaram uma luz em meio a escuridão da pandemia.

À vida, e a preciosidade de poder admirá-la.

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

*“Look at the stars
Look how they shine for you...
And everything you do”*

Coldplay - Yellow

RESUMO

A crescente perda de biodiversidade tem atraído cada vez mais atenção de biólogos conservacionistas e formuladores de políticas públicas sobre o processo de extinção. Diante dessa crise de perda da biodiversidade e a relativa escassez dos recursos, os esforços de conservação tentam direcionar ações para proteger as espécies mais vulneráveis a extinção. O termo “agonia da escolha” (“*agony of choice*”) refere-se à priorização das espécies que se encontram em maior risco de extinção. Dessa forma, espécies ameaçadas devem ser diferenciadas das demais por meio de um índice, em que as mais prioritárias sejam atendidas primeiro, por meio de uma ordenação. Tal ordenação pode ser elaborada por meio de vários critérios, como os utilizados pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), que são baseados em índices de redução da população, distribuição geográfica restrita (apresentando fragmentação, declínio ou flutuações), ou alternativamente, por pontuações baseadas nas características intrínsecas e extrínsecas das espécies. Nesse sentido, a utilização de grupos monofiléticos para avaliações é ideal, uma vez que suas características ecológicas convergem e/ou se diferenciam a partir de um ancestral comum. Por outro lado, é suposto que mesmo dentro de grupos monofiléticos haja diferença quanto à priorização de esforços para a conservação das espécies. A tribo Xenodontini é uma tribo monofilética e compreende atualmente três gêneros: *Lygophis*, *Xenodon* e *Erythrolamprus*, que incluem 8, 12 e 55 espécies, respectivamente. As espécies que compõem tal tribo são bastante diversificadas no que diz respeito à ecologia (*e.g.* reprodução, tamanho do corpo, especializações alimentares) e estão distribuídas pelas Américas Central e do Sul. O objetivo geral desta dissertação foi eleger espécies de serpentes prioritárias à conservação dentro da tribo Xenodontini, a partir de caracteres ecológicos e evolutivos, abordando a “agonia da escolha”. Para a elaboração de Índice de Priorização (IP) foram utilizados dados sobre fatores extrínsecos e intrínsecos das espécies e seu valor foi obtido a partir das médias de três outros índices: Índice de Ameaça (IA), Singularidade Ecológica (SE) e Distinção Filogenética (DF). O IP foi obtido para 64 espécies. A espécie com maior IP foi *E. perfuscus* seguido por *E. triscalis* e *E. pyburni*. As espécies com os menores IP foram *X. nattereri* e *E. jaegeri*. Em conclusão, nossos resultados fornecem suporte para previsões sobre como as características extrínsecas e intrínsecas afetam as diferentes espécies da tribo Xenodontini, mas também revelaram alguns padrões inesperados, como a baixa correlação entre índice de priorização com tamanho do corpo e fecundidade, variáveis as quais estão frequentemente associadas com risco de extinção. De modo geral, quanto maior a especialização em habitats, menor distribuição geográfica, com poucas áreas de conservação, e ocorrência em áreas antropizadas, maior será a propensão da espécie a extinção. Ademais, nossos resultados podem ser usados para ajudar nas resoluções sobre as estimativas globais de risco e informar formuladores de políticas públicas sobre o uso de estudos comparativos para a adoção de abordagens mais preventivas no planejamento da conservação.

Palavra chave: Xenodontini. Índice de Priorização. Conservação. Agonia da escolha.

ABSTRACT

The increasing loss of biodiversity has attracted great attention of conservation biologists and policy-makers. Facing such crisis and the relative scarcity of resources, conservation efforts have tried to aim at the most vulnerable species, which has been called “the agony of choice”. In this sense, indexes must be used for identifying and ranking the most threatened species, so that they are prioritized. Such ranking may be obtained from several criteria, such as those used by the International Union for Conservation of Nature (IUCN), that take into account indexes of population decrease, restrict geographic distribution (presenting fragmentation, decline or fluctuations), or even on scores based on intrinsic and extrinsic species traits. In this sense, the ideal scenario is using monophyletic groups for such evaluations, once their ecological traits converge or diverge from a common ancestor. On the other hand, even within monophyletic groups there might be species with different levels of conservation prioritization. The tribe Xenodontini is monophyletic, and currently comprises three genera: *Lygophis*, *Xenodon*, and *Erythrolamprus*, that include eight, 12, and 55 species, respectively. Species within the tribe are greatly diversified ecologically (*e.g.* reproduction, body size, diet), and they are distributed throughout Central and South America. The aim of the present work was electing species which are priorities for conservation purposes within the tribe Xenodontini, using both ecological and evolutionary traits, based on the agony of choice. Prioritization Indexes (PI) were obtained from both intrinsic and extrinsic factors, and its value was based on the means of three other indexes: Threat Index (TI), Ecological Singularity (ES), and Phylogenetic Distinction (PD). We obtained the PI of 64 species. The one with the highest PI was *E. perfuscus*, followed by *E. tricalis* and *E. pyburni*. The species with the lowest PI were *X. nattereri* and *E. jaegeri*. In summary, our results support the predictions that both intrinsic and extrinsic traits affect Xenodontini species, but they have also revealed some unexpected patterns, such as the low correlation between PI with body size and fecundity. In general, as stronger the habitat specialization, the lower the geographic distribution, with few conservation areas, and occurrence in anthropized areas, the higher the extinction tendency will be. Furthermore, our results may help resolving global estimates of risk, and guide policy-makers on the importance of comparative studies for the adoption of most preventive approaches for conservation plans.

Keywords: Xenodontini. Prioritization Index. Conservation. Agony of choice.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Filogenia utilizada para a tribo Xenodontini baseada em uma árvore apresentada por Zaher e colaboradores (2019).	54
Figura 2. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus aesculapii</i> .	55
Figura 3. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus albertguentheri</i> .	55
Figura 4. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus almadensis</i> .	56
Figura 5. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus andinus</i> .	56
Figura 6. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus atraventer</i> .	57
Figura 7. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus bizona</i> .	57
Figura 8. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus breviceps</i> .	58
Figura 9. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus carajasensis</i> .	58
Figura 10. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus ceii</i> .	59
Figura 11. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus cobella</i> .	59
Figura 12. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus cursor</i> .	60
Figura 13. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus dorsocorallinus</i> .	60
Figura 14. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus epinephelus</i> .	61
Figura 15. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus festae</i> .	61
Figura 16. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus frenatus</i> .	62
Figura 17. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus guentheri</i> .	62
Figura 18. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus ingeri</i> .	63
Figura 19. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus jaegeri</i> .	63
Figura 20. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus janaleeae</i> .	64
Figura 21. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus juliae</i> .	64
Figura 22. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus macrosomus</i> .	65
Figura 23. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus maryellenae</i> .	65
Figura 24. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus melanotus</i> .	66
Figura 25. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus mertensis</i> .	66
Figura 26. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus miliaris</i> .	67
Figura 27. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus mimus</i> .	67
Figura 28. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus mossoroensis</i> .	68
Figura 29. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus ocellatus</i> .	68
Figura 30. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus oligolepis</i> .	69
Figura 31. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus ornatus</i> .	69

Figura 32. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus perfuscus</i> .	70
Figura 33. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus poecilogyrus</i> .	70
Figura 34. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus pseudocorallus</i> .	71
Figura 35. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus pyburni</i> .	71
Figura 36. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus pygmaeus</i> .	72
Figura 37. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus reginae</i> .	72
Figura 38. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus sagittifer</i> .	73
Figura 39. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus semiaureus</i> .	73
Figura 40. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus taeniogaster</i> .	74
Figura 41. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus taeniurus</i> .	74
Figura 42. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus torrenicola</i> .	75
Figura 43. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus triscalis</i> .	75
Figura 44. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus typhlus</i> .	76
Figura 45. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus viridis</i> .	76
Figura 46. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus vittii</i> .	77
Figura 47. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus williamsi</i> .	77
Figura 48. Distribuição geográfica de <i>Erythrolamprus zweifeli</i> .	78
Figura 49. Distribuição geográfica de <i>Lygophis anomalus</i> .	78
Figura 50. Distribuição geográfica de <i>Lygophis dilepis</i> .	79
Figura 51. Distribuição geográfica de <i>Lygophis elegantissimus</i> .	79
Figura 52. Distribuição geográfica de <i>Lygophis flavifrenatus</i> .	80
Figura 53. Distribuição geográfica de <i>Lygophis lineatus</i> .	80
Figura 54. Distribuição geográfica de <i>Lygophis meridionalis</i> .	81
Figura 55. Distribuição geográfica de <i>Lygophis paucidens</i> .	81
Figura 56. Distribuição geográfica de <i>Lygophis vanzolinii</i> .	82
Figura 57. Distribuição geográfica de <i>Xenodon dorbignyi</i> .	82
Figura 58. Distribuição geográfica de <i>Xenodon guentheri</i> .	83
Figura 59. Distribuição geográfica de <i>Xenodon histricus</i> .	83
Figura 60. Distribuição geográfica de <i>Xenodon matogrossensis</i> .	84
Figura 61. Distribuição geográfica de <i>Xenodon merremii</i> .	84
Figura 62. Distribuição geográfica de <i>Xenodon nattereri</i> .	85
Figura 63. Distribuição geográfica de <i>Xenodon neuwiedii</i> .	85
Figura 64. Distribuição geográfica de <i>Xenodon pulcher</i> .	86

Figura 65. Distribuição geográfica de <i>Xenodon rabdocephalus</i> .	86
Figura 66. Distribuição geográfica de <i>Xenodon semicinctus</i> .	87
Figura 67. Distribuição geográfica de <i>Xenodon severus</i> .	87
Figura 68. Distribuição geográfica de <i>Xenodon wemeri</i> .	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Dados coletados para a tribo Xenodontini para elaboração do Índice de Ameaça (IA).	45
Tabela 2. Índice de priorização para conservação da tribo Xenodontini.	48
Tabela 3. Coeficientes de correlação Pearson das variáveis utilizadas para gerar os índices de vulnerabilidade à extinção.	52
Tabela 4. Coeficientes de correlação Pearson entre variáveis utilizadas para gerar os índices de ameaça (IA) e o índice de priorização (IP).	52
Tabela 5. O coeficiente de correlação de classificação de Pearson dos fatores usados para gerar o Índice de Priorização (IP).	53

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVO	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	20
3.1. Grupo de estudo	20
3.2. Coleta de dado	21
3.3. Métodos	21
3.3.1. Índice de Ameaça (IA):	21
3.3.2. Singularidade Ecológica (SE):	23
3.3.3. Distinção Filogenética (DF):	23
4. RESULTADOS	25
5. DISCUSSÃO	27
REFERÊNCIAS	34
APÊNDICE	45
Apêndice A - Tabela 1: Dados coletados para a tribo Xenodontini para elaboração do Índice de Ameaça (IA).	45
Apêndice B- Tabela 2: Índice de priorização para conservação da tribo Xenodontini.	48
Apêndice C- Tabela 3: Coeficientes de correlação Pearson das variáveis utilizadas para gerar os índices de vulnerabilidade à extinção	52
Apêndice D – Tabela 4: Coeficientes de correlação Pearson entre variáveis utilizadas para gerar os índices de ameaça (IA) e o índice de priorização (IP).	52
Apêndice E – Tabela 5: O coeficiente de correlação de classificação de Pearson dos fatores usados para gerar o Índice de Priorização (IP).	53
Apêndice F- Figura 1: Filogenia utilizada para a tribo Xenodontini baseada em uma árvore apresentada por Zaher e colaboradores (2019).	53
Apêndice G – Distribuição geográfica das espécies da tribo Xenodontini.	54

1. INTRODUÇÃO

A escala crescente de perda de biodiversidade tem atraído cada vez mais a atenção de biólogos conservacionistas e formuladores de políticas públicas para o processo de extinção (FOUFOPOULOS & IVES, 1999). A biologia da conservação é uma ciência multidisciplinar que foi desenvolvida como resposta à crise com a qual a diversidade biológica se confronta atualmente (RODRIGUES, 2002). Como relatado por Mckinney (1997), para a biologia da conservação, a importância de entender a propensão à extinção é que se forneça uma base para a conservação proativa, indo além das escalas populacionais, sendo uma de suas questões centrais identificar quais característica da história de vida torna uma espécie propensa à extinção (GROOM *et al.*, 2006; FOUFOPOULOS & IVES, 1999). Seu maior desafio é, portanto, compreender o nível de risco de extinção enfrentado pelas espécies (sobretudo as pouco conhecidas) e por que surgem diferenças interespecíficas de risco (BLAND *et al.*, 2015). Para que ocorra uma efetiva estratégia de conservação da biodiversidade, diferentes etapas são necessárias: a primeira requer identificar as prioridades, que podem ser áreas, habitats ou espécies; a segunda é definir projetos de conservação ou ações a serem implementados; a terceira é execução das ações propriamente ditas e, por fim, avaliar seu sucesso (MARGULES & PRESSEY, 2000; JOSEPH *et al.*, 2009; PULLIN *et al.*, 2013; WILSON *et al.*, 2009; LE BERRE, 2019).

Definir prioridades para a conservação é um esforço desafiador e necessário (PIMM *et al.* 2001; BURGER, 2016). Diante da atual crise de biodiversidade e a relativa escassez dos recursos (BARNOSKY *et al.*, 2011), os esforços de conservação tentam direcionar ações para proteger as espécies mais vulneráveis a extinção (BROOKS *et al.*, 2006). Dessa forma, espécies ameaçadas devem ser diferenciadas das demais por meio de um índice de priorização, para que sejam atendidas primeiro (REDDING *et al.*, 2010). O termo “agonia da escolha” (“*agony of choice*”), proposto por Vane-Wright e colaboradores (1991), refere-se a essa priorização da conservação das espécies que se encontram em maior risco de extinção. A definição dessas espécies pode ser elaborada por vários critérios, como os utilizados pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), feitos com base em índices de redução da população, distribuição geográfica restrita (apresentando fragmentação, declínio ou flutuações), entre outros, ou alternativamente por pontuações baseadas nas características intrínsecas e extrínsecas das espécies (GAIARSA *et al.*, 2015; MARITZ *et al.*, 2016).

As características extrínsecas levam em consideração aspectos como perda e fragmentação do habitat e influências das ações humanas, ao passo que as características intrínsecas abordam aspectos da história natural, singularidade ecológica e distinção filogenética, podendo demonstrar a especificidade de cada espécie diferenciando-as ecologicamente das espécies “irmãs” (FOUFOPOULOS & IVES, 1999; GAIARSA *et al.*, 2015). Somado a isso, os efeitos das ameaças podem variar em sua distribuição e magnitude, podendo ainda variar sua causalidade em determinadas espécies, pois conjuntos únicos de características intrínsecas respondem de modo distinto a diferentes processos de ameaças. Por essas razões, uma vez que as abordagens recentes propõem uma priorização com base em quantidade maior e melhor de informações sobre as espécies, ficam claras as necessidades de considerar os fatores intrínsecos e extrínsecos em conjunto para descrever o quadro completo do risco de extinção (MURRAY *et al.*, 2010).

Para o estudo dos processos biológicos, as informações obtidas utilizando dados de história natural são fundamentais para compreender a origem e diversificação da biodiversidade (RICKLEFS, 2012). Da mesma forma, os estudos de história natural são ferramentas cruciais para fins de conservação, seja na elaboração de perguntas e hipóteses, ou fornecendo uma compreensão detalhada da biologia das espécies (BURY, 2006; BATISTA, 2021; MARTINS *et al.*, 2021). Entretanto, esses estudos foram negligenciados nas últimas décadas, o que fez com que muitos desses dados básicos e necessários não existam na literatura, não estando disponíveis para os pesquisadores e, conseqüentemente, gerando lacuna no conhecimento sobre a herpetofauna (GREENE, 2005; MARTINS *et al.*, 2021).

A diversidade de caracteres é uma medida válida de biodiversidade quando consideramos espécies da mesma linhagem (FAITH 1992; PURVIS & HECTOR, 2000). A singularidade ecológica (SE) de uma espécie, portanto, pode ser medida pela distância absoluta do fenótipo de determinada espécie em relação ao fenótipo mais comum na linhagem (CADOTTE & DAVIS, 2010; REDDING *et al.*, 2010). A distinção ecológica reflete a associação entre diferentes características das espécies aos papéis ecológicos e funções no ecossistema (CADOTTE & DAVIS, 2010; REDDING *et al.*, 2010; GAIARSA *et al.*, 2015). Portanto, quando mais distinta uma espécie é em relação a outras dentro de um clado, maior sua singularidade (GAIARSA *et al.*, 2015). Estudos anteriores usaram esse parâmetro para medir como a proteção de espécies evolutivamente distintas e globalmente

ameaçadas capturaria a diversidade ecológica de um determinado clado (REDDING *et al.*, 2010; ISAAC *et al.*, 2007; REDDING & MOOERS, 2006; GAIARSA *et al.*, 2015).

O grau de distinção filogenética (DF) é uma das métricas desenvolvidas para quantificar a história evolutiva de um grupo (MAY, 1990; VANE-WRIGHT *et al.*, 1991), onde quanto mais relictual é a espécie, maior seu valor de DF. Assim, o grau de distinção de dada espécie seria inversamente proporcional à sua proximidade aos demais táxons de uma linhagem e ao número relativo de espécies próximas (GAIARSA *et al.*, 2015). Considerações filogenéticas são relevantes na biologia da conservação, pois as características das espécies podem ser altamente conservadas ao longo de linhagens evolutivas (MOUQUET *et al.*, 2012). Somado a isso, a diversidade filogenética pode representar um potencial evolutivo durante episódios de rápidas mudanças ambientais, como por exemplo, a atual crise ambiental que o ecossistema enfrenta (FOREST *et al.*, 2007; OUCHI-MELO, 2018).

A utilização de grupos monofiléticos é ideal para a aplicação das abordagens citadas acima, uma vez que suas características ecológicas convergem e/ou se diferenciam a partir de um ancestral comum (BEGON *et al.*, 2007). Por outro lado, é suposto que, mesmo dentro de grupos monofiléticos, haja diferenças quanto à priorização de esforços para a conservação das espécies. Entre as serpentes, a família Dipsadidae é uma linhagem muito rica em espécies, sendo dividida em duas subfamílias, Dipsadinae e Xenodontinae, e nesta última está inserida a tribo Xenodontini. Este grupo tem sua monofilia bem corroborada (ZAHER *et al.*, 2019) e compreende atualmente três gêneros: *Lygophis*, *Xenodon* e *Erythrolamprus*, que incluem 8, 12 e 55 espécies, respectivamente (GRAZZIOTIN *et al.*, 2012; MORAES *et al.*, 2021). As espécies que compõem a tribo são bastante diversificadas no que diz respeito à ecologia (reprodução, tamanho do corpo, especializações alimentares, uso de ambiente) e estão distribuídas pelas Américas Central e do Sul (GRAZZIOTIN *et al.*, 2012; NOGUEIRA *et al.*, 2019; TORRES-CARVAJAL & HINOJOSA, 2020; BATISTA, 2021). Além disso, especializações evoluíram de formas distintas, muitas espécies se alimentam de anuros e lagartos, mas há ocorrência de ofiofagia como em *Erythrolamprus aesculapii* (MARQUES & PUORTO, 1994) e de piscivoria, como em *E. cobella* e espécies afins (BATISTA *et al.*, 2020). Há, ainda, aquelas que ocasionalmente predam mamíferos ou aves (*e.g.* *Erythrolamprus dorsocorallinus* e *Lygophis lineatus*; BATISTA, 2021). O tamanho e forma do corpo é bem variável dentro da tribo, onde há espécies pequenas com comprimentos que não ultrapassam 20 centímetros (*e.g.*

Erythrolamprus torrenicola) e outras extremamente compridas, ultrapassando 1 metro, como por exemplo *Xenodon severus* (BATISTA, 2021). Algumas espécies da tribo se encontram na Lista Vermelha das Espécies Ameaçadas da IUCN, seja pela constante perda de habitat, como é o caso da *Erythrolamprus williamsi* (SCHARGEL, 2017), ou ainda por possuir população severamente fragmentada, como *E. cursor*, endêmica da ilha de Martinica (DEWYNTER, 2016).

Atualmente, o sistema globalmente utilizado para classificação de vulnerabilidade à extinção é o da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN, sendo a principal autoridade em risco global de extinção de espécies (RODRIGUES et al., 2006; IUCN, 2022). Tal classificação tem sido amplamente utilizada para informar metas globais e regionais de biodiversidade, auxiliar no planejamento e avaliação das ações de conservação e informar estruturas legislativas para proteger as espécies (BETTS, 2020). Esse sistema faz uso de regras e critérios quantitativos que têm como base os princípios da biologia de populações, como por exemplo, tamanho e crescimento populacional e estimativa do risco de extinção em tempo definido (IUCN, 2001). Um táxon pode ser enquadrado em uma das 11 categorias distintas de acordo com o grau do risco de extinção em que se encontra, desde Não Avaliado (NE), Dados Deficientes (DD), até Criticamente em Perigo (CR) e Extinto (EX). No entanto, como mencionado pelo próprio órgão, embora a Lista Vermelha seja robusta para a maioria dos organismos colocando as espécies em categorias de ameaças, os mesmos não levam em consideração suas histórias de vida, fazendo com que em certos casos individuais, o risco de extinção seja sub ou superestimado (IUCN, 2001).

Uma vez que somente os aspectos biológicos não são, por si só, capazes de responder às questões ecológicas das espécies de maneira completa, a integração da singularidade ecológica e evolutiva, torna-se uma discussão útil e extremamente promissora para dirigir planos de conservação futuros (GAIARSA et al., 2015). Nossas análises permitiram priorizar espécies, observando a diferença da importância relativa para conservação entre as espécies, destacando os determinantes biológicos e influência das ações antrópicas em processos de extinção. É importante ressaltar, entretanto, que o presente estudo não classifica as espécies de acordo com seu grau de ameaça, como feito pela IUCN, mas sim aborda a “agonia da escolha”.

2. OBJETIVO

O presente trabalho visou eleger espécies de serpentes prioritárias à conservação dentro da tribo monofilética Xenodontini, a partir de caracteres ecológicos e evolutivos, abordando a “agonia da escolha”. Dada toda sua diversidade, avaliou-se a diferença na importância relativa para a conservação entre as espécies.

Especificamente, pretendemos responder às seguintes questões:

- Espécies com características ecológicas e/ou filogenéticas diferenciadas em relação ao grupo, são mais vulneráveis?
- As espécies mais priorizadas (*i.e.* com maior vulnerabilidade) são congruentes com aquelas avaliadas pela IUCN?

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Grupo de estudo

A tribo Xenodontini compreende atualmente três gêneros: *Lygophis*, *Xenodon* e *Erythrolamprus*, que incluem 8, 12 e 55 espécies, respectivamente (GRAZZIOTIN *et al.*, 2012; MORAES *et al.*, 2021). As espécies que compõem esta tribo possuem uma grande diversidade de hábitos de vida, com variações na dieta, uso do ambiente, forma e tamanho do corpo, reprodução, comportamento defensivo e distribuição geográfica, podendo ser encontrada ao longo da América Central e do Sul (NOGUEIRA *et al.*, 2019; MORAES, 2021).

Como descrito por Batista (2021), informações sobre história natural e ecologia de muitas espécies da tribo ainda são necessárias, faltando informações ecológicas e/ou morfológicas para alguns de seus representantes.

3.2. Coleta de dado

Para a obtenção das variáveis tamanho do corpo, fecundidade média, amplitudes de habitat, de dieta e de elevação geográfica, foram examinados espécimes pertencentes à tribo Xenodontini preservados em coleções científicas, bem como dados da literatura.

3.3. Métodos

Para a elaboração do Índice de Priorização (IP) foram utilizados os métodos propostos por Gaiarsa e colaboradores (2015) e Maritz e colaboradores (2016), juntamente com dados sobre fatores extrínsecos e intrínsecos das espécies. O IP foi elaborado a partir das médias dos índices listados abaixo.

Análises preliminares não indicaram correlações entre as variáveis utilizadas (Tabela 3).

3.3.1. Índice de Ameaça (IA): que considera as 8 variáveis a seguir.

1. Tamanho do corpo (TC): espécies maiores tornam-se mais vulneráveis ao risco de extinção, pois tendem a ser menos abundantes, possuir maturidade sexual tardia e carecer de mais recursos (GROOM *et al.*, 2006; BROWN, 1995; HUNTER, 1996). Utilizamos o maior comprimento rostro-cloacal registrado para espécie, independente do sexo.

2. Fecundidade média (FM): uma fecundidade média baixa pode implicar em maior vulnerabilidade, pois essas populações podem demorar mais a se recuperar de seus declínios (MCKINNEY, 1997; PURVIS *et al.*, 2000). Para o cálculo dessa variável, utilizamos a média do número de ovos/embriões conhecido para as espécies. É importante ressaltar que aqui não foi considerada toda a complexidade do processo reprodutivo e utilizamos somente o “resultado final”, isto é, a informação sobre a fecundidade.

3. Amplitude da dieta (AD): espécies que são mais especialistas no uso de recursos tendem a ser mais vulneráveis pois, uma mudança ou escassez da disponibilidade daquele recurso pode resultar no declínio da população (MCKINNEY, 1997; PURVIS *et al.*, 2000). Para definir o grau de especialização utilizamos a porcentagem do item de presa mais abundante. Foram utilizados todos os registros encontrados, mas sem considerar o número de presas individuais disponíveis para cada espécie.

4. Distribuição geográfica (DG): distribuição geográfica mais restrita pode promover maior risco de extinção devido à sua capacidade provavelmente reduzida de lidar com

intervenções negativas em seu habitat (GAIARSA *et al.*, 2015). A área de distribuição foi estimada utilizando o modelo de distribuição de espécies (MDE) que são associações entre as variações ambientais, registros de ocorrência de uma espécie e dados da literatura (DALAPICOLLA, 2016). Assim, o MDE foi calculado usando as extensões de análise espacial do ArcGis Pro 2.7 e MaxEnt 3.4 (BROWN, 2014) e as variáveis climáticas foram obtidas pelo site do WorldClim (FICK & HIJMANS, 2017). Para não superestimar as áreas de distribuição, no mapa final gerado, foram excluídas as áreas onde sabe-se que as espécies não ocorrem. Para as espécies que não possuíamos pontos de ocorrência, não foi possível construir o MDE. Para elas, então, foi utilizado a distribuição geográfica fornecida pela IUCN (IUCN, 2022).

5. Área de proteção integral (API): espécies em que sua distribuição sobrepõe a áreas protegidas têm risco de extinção reduzido (*e.g.* “espécies cobertas”; RODRIGUES *et al.*, 2004). Para essa variável, os mapas das áreas formalmente protegidas e de proteção estritas (IUCN & UNEP, 2019) foram sobrepostas a DG.

6. Amplitude altitudinal (AAL): espécies que ocorrem em uma faixa estreita de distribuição vertical são estenotérmicas e/ou estenobáricas, o que as tornam mais vulneráveis à extinção, uma vez que podem ser menos capazes de lidarem com mudanças de habitat (MCKINNEY, 1997; GAIARSA *et al.*, 2015). Os dados dessa variável foram obtidos por meio da DG.

7. Amplitude de habitat (AH): espécies especialistas em tipos de habitats tendem a ser mais vulneráveis à extinção. As ecorregiões terrestres foram definidos como tipos de habitats utilizados pelas espécies, tendo em vista que são uma alta representação da biodiversidade (WIKRAMANAYAKE *et al.*, 2001; OLSON *et al.*, 2001). Sendo assim, os dados de ecorregiões foram obtidas por meio do site WWF (“World Wildlife Fund”) e sobrepostos a DG das espécies.

8. Índice de influência humana (IIH): espécies cujas distribuição estão em áreas mais acessíveis e modificadas por ações antrópicas apresentam maior risco de extinção (BÖHM, 2016), dado que tais ações constituem em uma das maiores ameaças à biodiversidade (LANDE, 1993). O mapa de influência humana, obtido pelo site “Last of the Wild” (Last of the Wild Data Version 2 2005), é calculado pela adição de pontuações que consideram os fatores como: densidade populacional, uso do solo e construções urbanas (SANDERSON, 2002). Este mapa foi sobreposto à distribuição geográfica das espécies e a pontuação média do índice dentro da faixa de distribuição forneceu o valor de IIH.

Para cada variável, as espécies foram classificadas e ranqueadas, de maneira que, quanto maior a pontuação, maior a importância desse fator para a vulnerabilidade à extinção. Na ocorrência de empates, efetuou-se a média dos valores. Uma vez que DG, API e IHH configuram como variáveis mais importantes que afetam a vida das espécies no que diz respeito ao risco de extinção, essas variáveis apresentam peso 2 em nossas análises. O valor final para o IA de cada espécie foi obtido por meio da média ponderada de suas variáveis. Foram incluídas nas análises apenas espécies que possuíam dados disponíveis para pelo menos 4 dessas variáveis.

3.3.2. Singularidade Ecológica (SE): Proposto por Redding e colaboradores (2010) e adaptado de Gaiarsa e colaboradores (2015), esse índice considera a distância absoluta de determinada característica de uma espécie em relação à média para aquela mesma característica dentro da linhagem estudada. Para essa análise, os dados foram utilizados de forma a demonstrar o quanto aquela característica naquela espécie se difere em relação aos demais integrantes da tribo. Foram calculadas a SE para 4 variáveis, sendo 1 categórica: amplitude de dieta (ADse) e 3 quantitativas: tamanho do corpo (TCse), fecundidade média (FMse) e amplitude do habitat (AHse)

Para o cálculo das variáveis contínuas, os valores de TC, FM e AH foram transformados em log, para remover outliers da análise. Em seguida, calculamos o log da média da tribo e, por fim, a distância absoluta (distância absoluta = log da espécie subtraído do valor do log da média da tribo).

Para o cálculo da variável categórica, os eventos de predação foram transformados em frequência e tal valor foi dividido pelo número de espécies em toda a tribo que também consome aquele item. Ao final, a ADse foi a soma das divisões descritas acima. Portanto, quanto mais uma espécie utiliza um item alimentar pouco consumido pelo conjunto de espécies da tribo, maior é o seu valor de ADse.

Apenas espécies que apresentaram dados para no mínimo duas variáveis foram incluídas nas análises. A média desses 4 fatores foi utilizada como índice SE.

Ao final, os valores de SE foram ranqueados e quanto maior o seu valor, maior a sua singularidade.

3.3.3. Distinção Filogenética (DF): Este índice prediz o quão relictual uma espécie é dentro de sua linhagem. Ou seja, as espécies com menor número de passos a partir do ancestral comum da tribo serão consideradas mais prioritárias (MADDISON & MOOERS,

2007). Utilizando a filogenia (Figura 1) mais atual e disponível da tribo (ZAHER *et al.*, 2019), calculamos os valores de comprimento do ramo por meio do pacote Carper (ORME, 2013) e Phytools (REVELL, 2012) do software R (R Development Core Team, 2011). Da mesma forma que para os demais índices, os valores finais de DF foram ranqueados. Assim, quanto maior o valor de DF, mais singular a espécie é em comparação com as demais espécies do grupo. e em caso de empate, uma média estatística foi aplicada.

Então, a média dos três índices (IA, SE e DF) formaram o índice de priorização (IP). Foram incluídas apenas espécies para as quais foi possível avaliar pelo menos dois índices.

4. RESULTADOS

A tribo Xenodontini apresenta grandes variações de características biológicas (tabela 1). Para as variáveis presentes no Índice de Ameaça (IA), temos o tamanho corporal (TC) variando de 128mm (*Erythrolamprus taeniurus*) a 1855mm (*Xenodon merremii*), com média de 639,62mm. A fecundidade média variou de 3 (*E. juliae*) a 17,5 (*X. severus*), com média de 6,44. Os hábitos alimentares variaram desde indivíduos especialistas em diferentes tipos de presas (tabela 1), como anfíbios (*E. almadensis*, *E. atraventer*, *E. carajasensis*, *E. fraseri*, *E. jaegeri*, *E. maryllena*, *E. oligolepis*, *E. sagittifer* e *Lygophis elegantissimus*), lagartos (*E. albiventris*, *E. ornatus*, *E. perfuscus* e *L. paucidens*), serpentes (*E. aesculapii*, *E. bizona*) e peixes (*E. torrenicola*), até espécies generalistas (e.g. *E. poecilogyrus*, *E. reginae*, *X. semicinctus*). A área de distribuição tribo é muito ampla, variando significativamente entre as espécies. A de maior distribuição possui uma área de 9.800.904 km² (*E. poecilogyrus*) e a de menor distribuição é de aproximadamente 12 km² (*E. pyburni*). A tribo ainda conta com espécies que possuem distribuição inferior a 20.000 km², como estipulada pela IUCN para averiguar espécies com distribuição restrita que podem apresentar algum grau de risco de extinção. A amplitude de habitat consequentemente apresentou grande variação, desde espécies que ocupam apenas um tipo de habitat (*E. mertensis*) até espécies com 114 tipos (*X. rabdocephalus*). Para áreas formalmente protegidas, houve espécies com cerca de 1.739.127 km² (*E. breviceps*) e espécie que não possui nenhuma área de proteção sobrepostas a sua área de distribuição (*E. pyburni*). O alcance altitudinal variou de espécies com faixas mais estreitas (*E. pyburni*, 257-313m acima do nível do mar) até espécies com faixas muito amplas (*E. janaleeae* 109-6733m acima do nível do mar). A última variável do IA avaliou o índice de influência humana, para o qual algumas espécies apresentaram uma média de pontos baixa para áreas modificadas por ações antrópicas (*E. torrenicola*, IIIH = 4), em oposição, algumas espécies apresentaram altas modificações em suas áreas (*E. perfuscus*, IIIH= 40).

Dessa forma, o IA foi calculado para 67 espécies (tabela 2), variando de 12,00 (*E. pygmaeus*) a 56,59 (*E. perfuscus*), com média de 31,06.

O índice de Singularidade Ecológica (SE) foi calculado para 67 espécies (tabela 2), variando de 0,034 (*L. dilepis*) a 0,795 (*E. pyburni*), com média de 0,234.

O terceiro índice, Distinção Filogenética (DF) foi obtido para 33 espécies (tabela 2), sendo que o gênero *Lygophis* apresentou os maiores valores DF (12,26 e 11,28) seguido pelo gênero *Xenodon* com 10,38.

Por fim, o Índice de Prioridade (IP) calculado pelas médias dos três índices anteriormente citados, foi obtido para 64 espécies (tabela 2), variando de 13,27 a 59,80 com média de 31,12. A espécie com maior IP foi *E. perfuscus* seguido por *E. triscalis* e *E. pyburni* (59,80, 57,45 e 55,30, respectivamente). As espécies com os menores IP foram *X. nattereri* e *E. jaegeri* com valores de 13,27 e 15,29, respectivamente.

5. DISCUSSÃO

Como os recursos financeiros e humanos são limitados para implementação de ações de conservação para todos os alvos de biodiversidade, é importante estabelecer prioridades (BERRE, 2019). A priorização oferece ferramenta útil para direcionar tais recursos para ações que minimizem os maiores impactos das ameaças sobre as espécies (MYERS, 1988; MYERS *et al.*, 2000; MARITZ, 2016). Partindo da premissa que nem todas as espécies são equivalentes (*e.g.* espécies-chave podem causar grandes mudanças nas funções do ecossistema; HOOPER *et al.* 2005) e tendo como base a hipótese de complementaridade de nicho (CADOTTE, 2017; HAUNTIER *et al.*, 2018), estudos sugerem que as espécies com diferentes características de história de vida e propriedades ecológicas se complementam, fornecendo diferentes funções do ecossistema. Visando direcionar os recursos para espécies que apresentam maior grau de ameaça é que se ressalta a importância de se elencar dentro da tribo de estudo, as espécies mais prioritárias para conservação.

A extinção raramente é aleatória em escalas de tempo ecológicas e geológicas (MCKINNEY, 1997), onde a vulnerabilidade está relacionada a fatores extrínsecos e intrínsecos das espécies (GAIARSA, 2015), isto é, as razões que tornam algumas espécies mais propensas à extinção incluem características individuais (MCKINNEY, 1997). O Índice de Priorização (IP) foi calculado a partir desses fatores que podem influenciar positiva ou negativamente a capacidade de uma espécie de lidar com alterações.

Ao elencarmos as espécies que apresentam o maior valor de IP constatamos que os maiores valores foram obtidos para espécies que se encontram com algum grau de ameaça pela IUCN, como por exemplo *Erythrolamprus perfuscus* (detentora do maior valor de IP), uma espécie categorizada como Extinta (DALTRY, 2016). De maneira subsequente, *E. triscalis* atualmente se encontra como Em perigo (EN; BUURT, 2016) e *E. ornatus* como Criticamente em perigo (CR; DALTRY, 2016). Para a categorização de uma espécie, é necessário a aplicação de critérios pré-estabelecidos pela IUCN. Dentre os 5 critérios utilizados, o critério B refere-se à distribuição geográfica da espécie, considerando distribuição restrita, fragmentação, declínio ou flutuações. Ao analisar as espécies que mais pontuaram no ranking, observamos que suas distribuições são as menores da tribo e abaixo de 20.000 km², como estabelecido pela IUCN para extensão de ocorrência. De maneira geral, espécies que possuem distribuição restrita implicam em tamanho populacional pequeno, que por sua vez são sensíveis à estocasticidade demográfica, catástrofes locais,

endogamia populacional e assim, são mais propensas à extinção (JONES *et al.*, 2003; HENLE *et al.*, 2004, COOPER *et al.*, 2008; ZHONG, CHEN & WANG, 2022). Como pouco se sabe sobre os dados populacionais em serpentes, o tamanho da área geográfica acaba sendo a característica mais usada nas avaliações de risco de extinção (BÖHM *et al.*, 2016).

Espécies que possuem extensão de ocorrência reduzida muitas vezes ocorrem em menor número de habitats (ZHONG, CHEN & WANG, 2022). Neste trabalho, consideramos as ecorregiões definidas pela WWF como habitats ocupados pelas espécies (para mais detalhes, vide métodos). Da mesma maneira que para DG, as espécies melhor ranqueadas aqui apresentam alto valor para amplitude de habitat (AH), ou seja, ocupam poucos habitats diferentes. Chichorro e colaboradores (2019) demonstraram em seus trabalhos que espécies com maior amplitude de habitat (generalistas de habitats) eram menos propensas a extinção, e de forma complementar, as espécies especialistas tem sido mais prejudicadas pela crise de extinção (MCKINNEY & LOCKWOOD, 1999; CLAVEL *et al.*, 2011), provavelmente atrelados ao fato dessas espécies serem mais propensas a serem afetadas pela fragmentação e destruição de seus habitats (STUART *et al.*, 2004; BOTTS *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2015; DOHERTY *et al.*, 2020). Com a correlação positiva observada (Tabela 4) entre IP e as variáveis DG e AH ($r=0,74$ e $r= 0,76$, respectivamente) podemos inferir que o aumento desses valores, isso é, quanto menor for a área de distribuição e maior a especialização no uso de habitats das espécies, maior será seu IP, corroborando resultados de estudos mencionados anteriormente.

A influência humana e a possível consequência de degradação ambiental ocasionada pela mesma, também demonstrou ser preditora para o risco de extinção das espécies. Estudos mostraram que os répteis são geralmente mais sensíveis do que aves, mamíferos e anfíbios à perda e fragmentação de habitat (KEINATH *et al.*, 2017) e que a influência humana é uma das ameaças mais importantes à biodiversidade (LANDE, 1993). As espécies para as quais o valor de IP foi elevado também apresentaram altos valores de IIIH. Haja vista que esse índice é uma medida da influência humana direta no ecossistema, as espécies que possuem em sua área de distribuição maior modificação antrópica foram aquelas que pontuaram mais. Assim, espécies com áreas de distribuição mais acessíveis aos humanos apresentam maior risco de extinção, pois essas regiões são mais propensas a serem afetadas por ameaças antrópicas, como perda e exploração de habitat (BÖHM, 2016). Portanto,

medidas de conservação que venham a restaurar ou impedir a redução do tamanho do habitat são cruciais para diminuir a taxa de extinção (LEE & ABDULLAH, 2019).

A conservação de espécies e ecossistemas depende muito da prevenção da perda contínua de habitats (CARDILLO, 2006). As áreas sob algum grau de proteção são a principal ferramenta para conservar a biodiversidade e promover a sustentabilidade a longo prazo (SIGNORELLO, 2018). Nesse estudo, levou-se em consideração a extensão de área protegida formalmente dentro da área de distribuição da espécie, ou seja, Unidades de Proteção Integral (API). A maior pontuação no índice de priorização foi obtida pelas espécies que possuem menor área protegida dentro da sua distribuição, pois assumimos que espécies cuja distribuição se sobrepõe às áreas protegidas têm risco de extinção reduzido (RODRIGUES, 2004). Entretanto, é preciso levar em consideração que o crescente isolamento e fragmentação das áreas protegidas comprometem a conectividade estrutural e funcional dessas áreas para a movimentação e dispersão das espécies (LEE & ABDULLAH, 2019). Além disso, como já retratado por Sammet (2011), algumas dessas áreas tornam-se “parques de papel”, ostensivamente protegidos, mas sem recursos e gestão eficaz e que somados à falta de governança tornam-se frágeis e incapazes de conservar a biodiversidade. Reconhecer essas limitações levou ao desenvolvimento de abordagem sistemática de planejamento de conservação que se baseia na priorização de áreas de acordo com seu valor relativo de conservação (MARGULES & PRESSEY, 2000). Essas áreas normalmente apresentam alta biodiversidade, incluindo espécies endêmicas, de distribuição restrita e que podem estar sob ameaça mais imediata de extinção (CARDILLO, 2006). Dessa forma, estudos que forneçam informações sobre espécies que apresentam características que as tornem mais propensas a extinções e que residem nessas regiões podem configurar como justificativas de direcionamentos de recursos e ações para a manutenção dessas áreas.

A falta de uma correlação mais elevada de tamanho do corpo é surpreendente, tendo em vista que essa variável é frequentemente relacionada com risco de extinção (MEIRI, 2008; BÖHM *et al.*, 2016) devido à associação com baixa densidade populacional, taxas de reprodução e recuperação lentas e grande área de vida (HENLE *et al.*, 2004; CHUANWU, 2019). Uma possibilidade é que o efeito do grande tamanho corporal em nível de espécie pode não traduzir bem em sensibilidade ao risco de extinção, como descrito por Doherty e colaboradores (2020). Entretanto, é possível observar que existe efeito do tamanho corporal na influência do risco de extinção, pois quando retiramos essa variável das análises algumas

espécies que originalmente apresentam valor de IP elevados, com DG, AH e API restritos, valor de ITH alto e categoria de risco da IUCN (como é o caso de *Erythrolamprus triscalis* e *E. williamsi*), essas espécies não são captadas pelo índice e ficam sem classificação de IP. Uma razão para que isso ocorra pode ser a interação entre o TC e o tipo de ameaça, onde essas relações podem até não ser lineares (CHICHORRO, 2019). Estudos demonstraram para aves, mamíferos, peixes (OWENS & BENNETT, 2000; OLDEN, 2007; GONZÁLEZ-SUÁREZ, 2013; RIPPLE, 2017) que as ameaças mais comuns enfrentadas pelos grupos de maior tamanho corporal são caça e captura, matança (devido a captura acidental), iguarias ou troféu e uso de partes do corpo como remédio (ALVES & PEREIRA-FILHO, 2007; FERNANDES-FERREIRA, 2011; DIRZO *et al.*, 2014). Já as espécies de menor TC são ameaçadas pela perda e modificação de seus habitats (OWENS & BENNETT, 2000; RIPPLE, 2017). Portanto, essa bimodalidade pode ser derivada do tipo de ameaça, onde diferentes ameaças levam ao aumento do risco de extinção de diferentes classes de tamanho corporal.

De maneira semelhante a TC, FM apresenta baixa correlação negativa com IP ($r = -0,17$, tabela 4). Todavia, em serpentes a maturidade sexual, e conseqüentemente a fecundidade, estão associadas ao tamanho do corpo (PIZZATTO & MARQUES, 2006). Dessa forma, podemos especular que indiretamente os tipos de ameaças enfrentadas por espécies com fecundidades diferentes seriam parecidos com aquelas enfrentadas por diferentes tamanhos corporais. Somado a isso, outros fatores relacionados a características reprodutivas devem ser levados em consideração. O sistema de acasalamento, período fértil, tempo de gestação, frequência reprodutiva, tamanho dos filhotes, cuidado parental, são fatores que em conjunto influenciam no risco de extinção, pois mesmo com uma alta fecundidade média, em um cenário com aumento da mortalidade das espécies, esses fatores podem tornar difícil compensar essa taxa (PURVIS *et al.*, 2000; ALMEIDA-SANTOS *et al.*, 2014; CHICHORRO, 2019).

A dieta tem sido um dos fatores estudados na relação com o risco de extinção. Espécies com hábito alimentar mais restrito mostram-se mais ameaçadas (MATTILA *et al.*, 2008; GONZÁLEZ-SUÁREZ *et al.*, 2013; JEPSSON & FORSLUND, 2014), pois tendem a ser menos capazes de lidar com mudanças em sua base de recursos, tanto ocasionadas de forma natural como antropogênica (GAIARSA *et al.*, 2015; PURVIS *et al.*, 2000). De maneira geral, as espécies com alto valor de IP (que possuíam informações sobre dieta) são especialistas no tipo de presa, entretanto, neste trabalho não foi possível estabelecer uma

correlação forte entre IP e AD ($r= 0,30$, tabela 4). Uma proposta seria a inserção de mais informações sobre as presas e como isso poderia ser relacionado com a vulnerabilidade à extinção. Por exemplo, sendo a tribo Xenodontini majoritariamente batracófaga, é importante sabermos qual disponibilidade de anuros no ambiente e quais ameaças enfrentam. Deve-se ressaltar que anuros são espécies sensíveis a mudanças no ambiente e populações tem sido dizimadas ao longo dos anos pelo fungo patogênico *Batrachochytrium dendrobatidis* (COLLINS & CRUMP, 2009; KILBURN, IBÁÑEZ & GREEN, 2011). Assim, a reunião de outros aspectos que se relacionam a presas utilizadas pode ser mais efetiva para explicar a propensão à extinção.

É amplamente assumido que o desenvolvimento e implementação da Lista Vermelha da IUCN levou a resultados positivos de conservação, e a lista é frequentemente referida como uma das ferramentas mais influentes nas ações de conservação (RODRIGUES *et al.* 2006; BETTS, 2020). Ainda assim, seu monitoramento e avaliação não cobrem todas as espécies, sendo muitas delas classificadas como dados deficientes (DD) devido à falta de informação sobre taxonomia, distribuição geográfica, status populacional ou ameaças (IUCN, 2022). A incerteza sobre o verdadeiro nível de risco de extinção de espécies DD influencia consideravelmente a compreensão dos padrões de ameaça e risco (BUTCHART & BIRD, 2010; BLAND *et al.*, 2012). No presente trabalho, quatro espécies -*Erythrolamprus andinus*, *E. carajasensis*, *E. pyburni* e *E. vittii*- se encontram como DD na lista da IUCN e todas apresentam elevado valor de IP (AGUAYO *et al.*, 2016; CAICEDO *et al.*, 2017; GOWER & CASTRO, 2017; SILVEIRA *et al.*, 2021). Determinar o real estado de conservação de espécies DD é essencial para desenvolver medidas de proteção, uma vez que espécies DD genuinamente ameaçadas podem ser negligenciadas por programas de conservação devido ao seu status incerto (BLAND *et al.* 2015). Assim, como sugerido por Bland *et al.* (2015), utilizar estudos que se baseiam em dados das características das espécies e que fornecem informações sobre o risco potencial que elas apresentam, podem permitir a reavaliação preliminar de espécies DD. Em uma perspectiva semelhante, devemos voltar atenção para as espécies que estão na categoria menos preocupante (LC), mas neste estudo apresentaram alto valor para IP. Isso sugere que em próximas avaliações seu status possa apresentar mudanças. São espécies que apresentam DG reduzida, especializadas no uso de em habitat e para algumas a sua área apresenta alto valor de modificações antrópicas.

É notável a grande diversidade de traços de história natural presente na tribo, pois esta apresenta variação no tamanho e forma do corpo, dieta, modo reprodutivo, habitat, atividade diária, entre outros (PIZZATTO & MARQUES, 2006; SAWAYA, MARQUES & MARTINS, 2008; BATISTA, 2021). Apesar disso, apenas quatro espécies (*Erythrolamprus pyburni*, *E. williamsi*, *E. triscalis* e *E. mertensi*) apresentaram um valor de singularidade ecológica (SE) que se destacava muito dos demais, todos devido à sua restrita amplitude de habitat. Assim como resultados similares de Gaiarsa *et al.* (2015), a SE e a distinção filogenética (DF) não foram correlacionadas ($r = -0,078$, tabela 5), indicando que uma distinção nas suas características ecológicas ou morfológicas não está necessariamente restrita às espécies mais filogeneticamente distintas. Também é necessário ressaltar que não foi possível obter dados filogenéticos para todas espécies da tribo, resultando em lacunas para esse índice. Relações filogenéticas melhor estabelecidas podem contribuir para melhor compreensão dessas interações. Finalmente, foi possível observar correlação positiva entre IA e SE com IP ($r = 0,72$ e $r = 0,87$, respectivamente, ver tabela 5), sugerindo que as características intrínsecas e extrínsecas, bem como o grau de singularidade ecológica da espécie têm relação direta com a sua vulnerabilidade à extinção. De modo geral, quanto menor a distribuição geográfica, em poucas áreas de conservação, maior especialização no uso de habitat e ocorrência em áreas com grandes modificações antrópicas somados a características que a difere dos demais integrantes da tribo, maior será a priorização da espécie.

Tal qual proposto por nossos objetivos, as espécies com maior ranqueamento aqui, isto é, mais prioritária para conservação, são congruentes com as avaliadas como ameaçadas (ou extintas) pela IUCN. No entanto, é importante ressaltar que houve espécies com elevado valor de IP categorizadas como LC, sugerindo atenção em uma próxima avaliação do risco de extinção.

Em conclusão, nossos resultados fornecem suporte para previsões sobre como as características extrínsecas e intrínsecas afetam as diferentes espécies da tribo Xenodontini, mas também revelaram alguns padrões inesperados. Esses desvios provavelmente refletem o fato de que algumas correlações só podem ser observadas quando um conjunto completo de processos é considerado, de modo que a mesma característica pode representar risco para determinada espécie apenas sob certas condições. Ademais, estes conjuntos de dados podem ser usados para auxiliar nas resoluções sobre as estimativas globais de risco e

informar formuladores de políticas públicas e gestores sobre o uso de estudos comparativos para a adoção de abordagens mais preventivas no planejamento da conservação.

REFERÊNCIAS

- AGUAYO, R., et al. *Erythrolamprus andinus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**, e.T50951560A50951579.
- ALMEIDA-SANTOS, S. M. et al. Biologia reprodutiva de serpentes: recomendações para a coleta e análise de dados. **Herpetologia Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 14-24, 2014.
- ARZAMENDIA, V., et al. *Erythrolamprus ceii*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2017**: e.T176832A61318857.
- ARZAMENDIA, V., et al. *Erythrolamprus albertguentheri*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T50955421A50955434.
- ARZAMENDIA, V., et al. *Erythrolamprus sagittifer*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**: e.T56039393A56039402.
- ARZAMENDIA, V., et al. *Erythrolamprus reginae*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T44581723A44581732.
- ARZAMENDIA, V., et al. *Lygophis anomalus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T190556A61324894.
- ARZAMENDIA, V., et al. *Lygophis flavifrenatus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T190552A61324884.
- ARZAMENDIA, V. & Avila, L. *Lygophis meridionalis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T190554A61324889.
- ARZAMENDIA, V., et al. *Lygophis vanzolinii*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T174148A61318242.
- BARNOSKY, Anthony D. et al. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. **Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51-57, 2011.
- BATISTA, A., et al. *Erythrolamprus epinephelus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T203547A137364454.
- BATISTA, Silara Fatima. História natural e ecomorfologia de serpentes da tribo Xenodontini. 2021.
- BATISTA, Silara F.; SCARTOZZONI, Rodrigo R.; MARQUES, Otavio AV. Food habits and substrate use by the South American xenodontine snake *Erythrolamprus frenatus*, with comments on its brightly-coloured venter. **Herpetology Notes**, v. 13, p. 405-409, 2020.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. Ecologia: de indivíduos a ecossistemas. 4 ed. Porto Alegre: **Artmed**, 2007. 752p.

- BETTS, Jessica et al. A framework for evaluating the impact of the IUCN Red List of threatened species. **Conservation Biology**, v. 34, n. 3, p. 632-643, 2020.
- BLAND, Lucie M. et al. Data uncertainty and the selectivity of extinction risk in freshwater invertebrates. **Diversity and Distributions**, v. 18, n. 12, p. 1211-1220, 2012.
- BLAND, Lucie M. et al. Predicting the conservation status of data-deficient species. **Conservation Biology**, v. 29, n. 1, p. 250-259, 2015.
- BÖHM, Monika et al. Correlates of extinction risk in squamate reptiles: the relative importance of biology, geography, threat and range size. **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 4, p. 391-405, 2016.
- BOTTS, Emily A.; ERASMUS, Barend FN; ALEXANDER, Graham J. Small range size and narrow niche breadth predict range contractions in South African frogs. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 5, p. 567-576, 2013.
- BROOKS, Thomas M. et al. Global biodiversity conservation priorities. **science**, v. 313, n. 5783, p. 58-61, 2006.
- BROWN, James H. et al. **Macroecology**. University of Chicago Press, 1995.
- BURGER, Joanna. Vulnerability of Northern Pine Snakes (*Pituophis melanoleucus* Daudin, 1803) during fall den ingress in New Jersey, USA. **Amphibian & Reptile Conservation**, v. 13, n. 2, p. 102-114, 2019.
- BURY, R. Bruce. Natural history, field ecology, conservation biology and wildlife management: time to connect the dots. **Herpetological Conservation and Biology**, v. 1, n. 1, p. 56-61, 2006.
- BUTCHART, Stuart HM; BIRD, Jeremy P. Data Deficient birds on the IUCN Red List: What don't we know and why does it matter? **Biological Conservation**, v. 143, n. 1, p. 239-247, 2010.
- BUURT, G. *Erythrolamprus triscalis* (errata version published in 2017). **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**: e.T50956309A115405820.
- CACCIALI, P., et al. *Xenodon dorbignyi*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T15183361A15183370.
- CACCIALI, P., et al. *Xenodon merremi*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T15183534A15183545
- CADOTTE, Marc W.; JONATHAN DAVIES, T. Rarest of the rare: advances in combining evolutionary distinctiveness and scarcity to inform conservation at biogeographical scales. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 3, p. 376-385, 2010.
- CADOTTE, Marc W. Functional traits explain ecosystem function through opposing mechanisms. **Ecology Letters**, v. 20, n. 8, p. 989-996, 2017.
- CAICEDO, J. R., et al. *Erythrolamprus vittii*. **The IUCN Red List of Threatened**

Species 2017: e.T44581770A44581773.

CAICEDO, J.R., et al. *Erythrolamprus pygmaea*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019:** e.T44581678A44581687.

CAICEDO, J., e al. *Erythrolamprus typhlus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019:** e.T44581753A44581764.

CARDILLO, Marcel et al. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 11, p. 4157-4161, 2006.

CARDILLO, Marcel. Disappearing forests and biodiversity loss: which areas should we protect? **International Forestry Review**, v. 8, n. 2, p. 251-255, 2006.

CHICHORRO, Filipe; JUSLÉN, Aino; CARDOSO, Pedro. A review of the relation between species traits and extinction risk. **Biological Conservation**, v. 237, p. 220-229, 2019.

CHUANWU, Chen et al. Human overexploitation and extinction risk correlates of Chinese snakes. **Ecography**, v. 42, n. 10, p. 1777-1788, 2019.

CISNEROS-HEREDIA, D.F. & Yáñez-Muñoz, M. *Erythrolamprus festae*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**, e.T15179235A15179244.

CISNEROS-HEREDIA, D.F., Almendáriz, A. & Catenazzi, A. (2016)a. *Erythrolamprus guentheri*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**, e.T203510A2766824.

CLAVEL, Joanne; JULLIARD, Romain; DEVICTOR, Vincent. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization?. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 4, p. 222-228, 2011.

COLLINS, James P.; CRUMP, Martha L.; LOVEJOY III, Thomas E. **Extinction in our times: global amphibian decline**. Oxford University Press, 2009.

COOPER, Natalie et al. Macroecology and extinction risk correlates of frogs. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 2, p. 211-221, 2008.

DALAPICOLLA, J. Tutorial de modelos de distribuição de espécies: guia prático usando o MaxEnt e o ArcGIS 10. **Laboratório de Mastozoologia e Biogeografia. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória**. Retrieved, v. 6, 2016.

DALAPICOLLA¹, Jeronymo. TUTORIAL DE MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES: GUIA TEÓRICO. 2016.

DALTRY, J.C. *Erythrolamprus ornatus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016:** e.T12080A115104404.

DALTRY, J.C. *Erythrolamprus perfuscus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016:** e.T12081A115104581.

- DE PONTES, Bruna Elizabeth Silva de. *et al.* Serpentes no contexto da educação básica: sensibilização ambiental em uma escola pública da Paraíba. **Experiência em ensino de ciências**, v. 2, p. 79–89, 2017.
- DEWYNTER, M., Daltry, J.C. & Powell, R. *Erythrolamprus cursor*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**: e.T12079A115104218.
- DEWYNTER, M., Daltry, J.C., Powell, R. & Gomès, R. *Erythrolamprus juliae*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2017**: e.T50956167A50956204.
- DIRZO, Rodolfo et al. Defaunation in the Anthropocene. **science**, v. 345, n. 6195, p. 401-406, 2014.
- DIXON, J.R. *Erythrolamprus janaleeae*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**: e.T176836A50954098
- DOHERTY, Tim S. et al. Reptile responses to anthropogenic habitat modification: A global meta-analysis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 7, p. 1265-1279, 2020.
- FAITH, Daniel P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological conservation**, v. 61, n. 1, p. 1-10, 1992.
- FITZGERALD, L., et al. *Erythrolamprus semiaureus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T15179357A15179394.
- FREITAS, Marco Antônio de. Serpentes Brasileiras. Lauro de Freitas, **Malha-de-sapo Publicações**, 2003. 120p.
- FOREST, Félix et al. Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. **Nature**, v. 445, n. 7129, p. 757-760, 2007.
- FOUFOPOULOS, Johannes; IVES, Anthony R. Reptile extinctions on land-bridge islands: life-history attributes and vulnerability to extinction. **The American Naturalist**, v. 153, n. 1, p. 1-25, 1999.
- FREITAS, Marco Antônio de. **Distribuição geográfica, história natural e avaliação do status de conservação da jaracuçu-tapete, *Bothrops pirajai* (Amaral, 1923)**. 2008. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus. 2008.
- GAIARSA, M. P. et al. Setting conservation priorities within monophyletic groups: An integrative approach. **Journal for Nature Conservation**, v. 24, n. C, p. 49–55, 2015.
- GIRAUDO, A. *Xenodon semicinctus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2017**: e.T176857A15183683.
- GONZÁLEZ-SUÁREZ, Manuela; GÓMEZ, Alicia; REVILLA, Eloy. Which intrinsic traits predict vulnerability to extinction depends on the actual threatening processes. **Ecosphere**, v. 4, n. 6, p. 1-16, 2013.

GRAZZIOTIN, F.G.; ZAHER, H.; MURPHY, R.W.; SCROCCHI, G.; BENAVIDES, M.A.; ZHANG, Y.; BONATTO, S.L. Molecular phylogeny of the new world Dipsadidae (Serpentes: Colubroidea): a reappraisal. **Cladistics** vol. 1: p. 1-23, 2012.

GREENE, Harry. W. Organisms in nature as a central focus for biology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 1, p. 23-27, 2005.

GROOM, Martha J. et al. **Principles of conservation biology**. Sunderland: Sinauer associates, 2006.

GOWER, D.J. & Castro, F. 2017. **Erythrolamprus pyburni**. **The IUCN Red List of Threatened Species 2017**: e.T177558A44581523.

HAUTIER, Yann et al. Local loss and spatial homogenization of plant diversity reduce ecosystem multifunctionality. **Nature ecology & evolution**, v. 2, n. 1, p. 50-56, 2018.
HENLE, Klaus et al. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 1, p. 207-251, 2004.

HOOGMOED, M., Rivas, G., Nogueira, C., Murphy, J. **Erythrolamprus cobella**. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T15179222A15179229.

HOOPER, David U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological monographs**, v. 75, n. 1, p. 3-35, 2005.

HUNTER JR, Malcolm L.; GIBBS, James P. **Fundamentals of conservation biology**. John Wiley & Sons, 2006.

IBÁÑEZ, R., et al. **Lygophis lineatus**. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T190553A1954631.

ISAAC, Nick JB et al. Mammals on the EDGE: conservation priorities based on threat and phylogeny. **PloS one**, v. 2, n. 3, p. e296, 2007.

INES-HLADKI, A., et al. **Erythrolamprus pseudocorallus** (errata version published in 2017). **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**: e.T203513A115350386.

INES-HLADKI, A., et al. **Erythrolamprus aesculapii**. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T203509A2766817.

INES-HLADKI, A., et al. **Erythrolamprus taeniogaster**. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T15179400A15179403.

IUCN (International Union for Conservation of Nature); UNEP. **The World Database on Protected Areas (WDPA)**. Cambridge, UK.

IUCN 2022. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2021-3.

JEPPSSON, Tobias; FORSLUND, Pär. Species' traits explain differences in Red list status and long-term population trends in longhorn beetles. **Animal Conservation**, v. 17, n. 4, p. 332-341, 2014.

- JONES, Kate E.; PURVIS, Andy; GITTLEMAN, John L. Biological correlates of extinction risk in bats. **The American Naturalist**, v. 161, n. 4, p. 601-614, 2003.
- JOSEPH, Liana N.; MALONEY, Richard F.; POSSINGHAM, Hugh P. Optimal allocation of resources among threatened species: a project prioritization protocol. **Conservation biology**, v. 23, n. 2, p. 328-338, 2009.
- KEINATH, Douglas A. et al. A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 1, p. 115-127, 2017.
- KILBURN, Vanessa L.; IBÁÑEZ, Roberto; GREEN, David M. Reptiles as potential vectors and hosts of the amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* in Panama. **Diseases of aquatic organisms**, v. 97, n. 2, p. 127-134, 2011.
- LAMAR, W., et al. *Xenodon rabdocephalus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T198540A2532293.
- LANDE, Russell. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. **The American Naturalist**, v. 142, n. 6, p. 911-927, 1993.
- LAST OF THE WILD Data Version 2. (LWP-2): Global Human Influence Index (HII). Wildlife Conservation (WCS) and Center for International Earth Science Information Network (CIESIN). 2005.
- LE BERRE, Maëlle et al. How to hierarchise species to determine priorities for conservation action? A critical analysis. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 12, p. 3051-3071, 2019.
- LEE, Woon Hang; ABDULLAH, Saiful Arif. Framework to develop a consolidated index model to evaluate the conservation effectiveness of protected areas. **Ecological indicators**, v. 102, p. 131-144, 2019.
- MADDISON, W. P.; MADDISON, D. R. Mesquite: a modular system for evolutionary analysis Version 2.0. [Software]. Boston; 2007.
- MARGULES, Christopher Robert; PRESSEY, Robert L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243-253, 2000.
- MARITZ, B. et al. Identifying global priorities for the conservation of vipers. **Biological Conservation**, v. 204, p. 94–102, 2016.
- MARQUES, O. A. V.; PUORTO, G. Dieta e comportamento alimentar de *Erythrolamprus aesculapii*, uma serpente ofiófaga. **Revista Brasileira de Biologia** vol. 54: p. 253-259, 1994.
- MARQUES, Otávio Augusto Vuolo; PUORTO, Giuseppe. Dieta e comportamento alimentar de *Erythrolamprus aesculapii*, uma serpente ofiófaga. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 54, n. 2, p. 253-259, 1994.

- MARTINS, Marcio; ALENCAR, Laura R. V.; PRADO, Cynthia P. A.; ROSSA-FERES, Denise. A importância da História Natural para a Herpetologia. In: **Herpetologia Brasileira e Contemporânea**. TOLEDO, Luís Felipe (org). Sociedade Brasileira de Herpetologia, pp. 177-188, 2021.
- MATTILA, Niina et al. The use of ecological traits in extinction risk assessments: a case study on geometrid moths. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2322-2328, 2008.
- MAY, Robert M. Taxonomy as destiny. **Nature**, v. 347, n. 6289, p. 129-130, 1990.
- MCKINNEY, Michael L. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. **Annual review of ecology and systematics**, p. 495-516, 1997.
- MCKINNEY, Michael L.; LOCKWOOD, Julie L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in ecology & evolution**, v. 14, n. 11, p. 450-453, 1999.
- MEIRI, Shai. Evolution and ecology of lizard body sizes. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 6, p. 724-734, 2008.
- MENDOZA SAMMET, Angeles. **Enhancing Management of Protected Areas**. Library and Archives Canada= Bibliothèque et Archives Canada, Ottawa, 2012.
- MOURA, Mário Ribeiro de *et. al.* O relacionamento entre pessoas e serpentes no leste de Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Biota Neotrop**, v. 10, n. 4, p. 133 – 142, 2010.
- MORAES, Leandro JCL et al. Systematics of the rare Amazonian genus *Eutrachelophis* (Serpentes: Dipsadidae), with an emended diagnosis for *Eutrachelophis papilio*. **Zoologischer Anzeiger**, v. 295, p. 191-204, 2021.
- MOUQUET, Nicolas et al. Ecophylogenetics: advances and perspectives. **Biological reviews**, v. 87, n. 4, p. 769-785, 2012.
- MURPHY, J. 2016. *Erythrolamprus ocellatus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**: e.T203512A115350272.
- MURRAY, K. A. et al. Integrating species traits with extrinsic threats: Closing the gap between predicting and preventing species declines. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 278, n. 1711, p. 1515–1523, 2010.
- MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.
- NATURAL RESOURCES. SPECIES SURVIVAL COMMISSION; IUCN SPECIES SURVIVAL COMMISSION. **IUCN Red List categories and criteria**. IUCN, 2001.
- NICHOLSON, K., et al. *Erythrolamprus mimus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2013**: e.T203511A2766831.

NOGUEIRA, Cristiano C. et al. Atlas of Brazilian snakes: verified point-locality maps to mitigate the Wallacean shortfall in a megadiverse snake fauna. **South American Journal of Herpetology**, v. 14, n. sp1, p. 1-274, 2019.

NOGUEIRA, C., et al. *Erythrolamprus almadensis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T50955546A50955599.

NOGUEIRA, C., et al. *Erythrolamprus breviceps*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T15179202A15179207.

NOGUEIRA, C., et al. *Erythrolamprus miliaris*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T44581708A44581717.

NOGUEIRA, C., et al. *Erythrolamprus poecilogyrus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2020**: e.T50956250A50956261.

OLSON, David M. et al. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. **BioScience**, v. 51, n. 11, p. 933-938, 2001.

ORME, David et al. The caper package: comparative analysis of phylogenetics and evolution in R. **R package version**, v. 5, n. 2, p. 1-36, 2013.

OUCHI-MELO, Lilian Sayuri et al. Integrating phylogenetic and functional biodiversity facets to guide conservation: a case study using anurans in a global biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 12, p. 3247-3266, 2018.

OUTOBER, P. *Xenodon weneri*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T66080578A151639117.

OWENS, Ian PF; BENNETT, Peter M. Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss versus human persecution and introduced predators. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 97, n. 22, p. 12144-12148, 2000.

PIMM, Stuart L. et al. Can we defy nature's end?. **Science**, v. 293, n. 5538, p. 2207-2208, 2001.

PINTO, R.R.; FERNANDES, R. Reproductive biology and diet of *Liophis poecilogyrus poecilogyrus* (Serpentes, Colubridae) from southeastern Brazil. **Phyllomedusa** vol. 3 n. 1: p. 9-14, 2004.

PIZZATTO, Lígia; MARQUES, Otavio. Interpopulational variation in sexual dimorphism, reproductive output, and parasitism of *Liophis miliaris* (Colubridae) in the Atlantic forest of Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 27, n. 1, p. 37-46, 2006.

POUGH, F. Harvey *et. al.* **Herpetology**. New Jersey: Prentice Hall, 2001.

PULLIN, Andrew S. et al. Human well-being impacts of terrestrial protected areas. **Environmental Evidence**, v. 2, n. 1, p. 1-41, 2013.

- POWNEY, G., et al. 2016. *Erythrolamprus bizona*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**: e.T176805A1447602.
- PURVIS, Andy et al. Predicting extinction risk in declining species. **Proceedings of the royal society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 267, n. 1456, p. 1947-1952, 2000.
- PURVIS, Andy; HECTOR, Andy. Getting the measure of biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 212-219, 2000.
- REDDING, David W.; MOOERS, Arne Ø. Incorporating evolutionary measures into conservation prioritization. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1670-1678, 2006.
- REDDING, D.W.; DEWOLFF, C.V.; MOOERS, A. O. Evolutionary distinctiveness, threat status and ecological oddity in primates. **Conservation Biology** vol. 24: p. 1052-1058, 2010.
- REVELL, Liam J. phytools: an R package for phylogenetic comparative biology (and other things). **Methods in ecology and evolution**, n. 2, p. 217-223, 2012.
- RICKLEFS, Robert E. Naturalists, Natural History, and the Nature of Biological Diversity: (**American Society of Naturalists Address**). 2012.
- RIPPLE, William J. et al. Extinction risk is most acute for the world's largest and smallest vertebrates. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 40, p. 10678-10683, 2017.
- RIVAS, G. & Schargel, W. *Erythrolamprus ingeri*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**: e.T50956042A115405585.
- RIVAS, G. & Schargel, W. *Erythrolamprus torrenicola*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2015: e.T50956271A115405701.
- RIVAS, G. & Schargel, W. *Erythrolamprus zweifeli*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**, e.T67630989A67631155.
- RIVAS, G., et al. *Xenodon severus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T15183689A15183698.
- RODRIGUES, Ana SL et al. The value of the IUCN Red List for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 21, n. 2, p. 71-76, 2006.
- SANDERSON, Eric W. et al. The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 891-904, 2002.
- SCHARGEL, W. & Rivas, G. *Erythrolamprus mertensi*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**: e.T177557A67509751.

SCHARGEL, W., Böhm, M., Richman, N., Rivas, G. & Murphy, J. *Erythrolamprus melanotus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**: e.T174098A50953143.

SCHARGEL, W. & Rivas, G. *Erythrolamprus williamsi*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2017**: e.T176839A67509393.

SCHARGEL, W. & Rivas, G. *Erythrolamprus dorsocorallinus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T50955935A50955947.

SIGNORELLO, Giovanni et al. Are protected areas covering important biodiversity sites? An assessment of the nature protection network in Sicily (Italy). **Land use policy**, v. 78, p. 593-602, 2018.

SCROCCHI, G., et al. *Xenodon newwiedii*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T174104A61318060.

SCROCCHI, G. 2017. *Xenodon pulcher*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2017**: e.T15183645A15183668.

SILVEIRA, A. L., et al. *Erythrolamprus atraventer*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T39901A12373885.

SILVEIRA A.L., et al. *Erythrolamprus maryellenae*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T15179250A123739764.

SILVEIRA, A.L., et al. *Erythrolamprus mossoroensis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T15179262A123738793.

SILVEIRA, A.L., et al. *Erythrolamprus viridis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T176838A63715031.

SILVEIRA, A.L., et al. *Xenodon nattereri*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T15183611A123739356.

SILVEIRA, A.L., et al. *Erythrolamprus oligolepis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2020**: e.T96105774A123740359.

SILVEIRA, A.L., et al. *Xenodon guentheri*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2020**: e.T15183390A123739091.

SILVEIRA, A.L., et al. *Xenodon matogrossensis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2020**: e.T15183466A123739323.

SILVEIRA, A. L., et al. *Erythrolamprus carajasensis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2021**: e.T15179213A123739731.

SILVEIRA, A. L., et al. *Erythrolamprus frenatus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2021**: e.T50955967A50956010.

SILVEIRA, A.L., et al. *Lygophis paucidens*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2021**: e.T190555A63715293.

- STUART, Simon N. et al. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, n. 5702, p. 1783-1786, 2004.
- SAWAYA, Ricardo Jannini; MARQUES, Otavio Augusto Vuolo; MARTINS, Marcio. Composição e história natural das serpentes de Cerrado de Itirapina, São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 127-149, 2008.
- TORRES-CARVAJAL, Omar; HINOJOSA, Katherin C. Hidden diversity in two widespread snake species (Serpentes: Xenodontini: Erythrolamprus) from South America. **Molecular phylogenetics and evolution**, v. 146, p. 106772, 2020.
- VANE- WRIGHT, R. HUMPHRIES, C.; WILLIAMS, P. What to protect? Systematics and the agony of choice. **Biological conservation** vol. 55 n. 3: p. 235-254, 1991.
- VENEGAS, P., et al. *Erythrolamprus taeniurus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**, e.T44581738A44581747.
- VIÉ, Jean-Christophe; HILTON-TAYLOR, Craig; STUART, Simon N. (Ed.). **Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species**. IUCN, 2009.
- VIZOTTO, Luiz Dino. **Serpentes: lendas, mitos, superstições e crendices. Plêinade**, São Paulo, 2003.
- WEBB, J. K.; BROOK, B. W.; SHINE, R. What makes a species vulnerable to extinction? Comparative life-history traits of two sympatric snakes. **Ecological Research**, v. 17, n. 1, p. 59–67, 2002.
- WILSON, Kerrie A.; CARWARDINE, Josie; POSSINGHAM, Hugh P. Setting conservation priorities. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1162, n. 1, p. 237-264, 2009.
- WILLIAMS, J., et al. *Erythrolamprus jaegeri*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T176835A61319417.
- WILLIAMS, J., et al. *Lygophis elegantissimus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2020**: e.T176834A61319225.
- WILLIAMS, J., et al. *Lygophis dilepis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T176833A61319015.
- ZAHER, Hussam et al. Large-scale molecular phylogeny, morphology, divergence-time estimation, and the fossil record of advanced caenophidian snakes (Squamata: Serpentes). **PLoS one**, v. 14, n. 5, p. e0216148, 2019.
- ZHONG, Yuxi; CHEN, Chuanwu; WANG, Yanping. Biological and extrinsic correlates of extinction risk in Chinese lizards. **Current Zoology**, v. 68, n. 3, p. 285-293, 2022.

APÊNDICE

Apêndice A - Tabela 1: Dados coletados para a tribo Xenodontini para elaboração do Índice de Ameaça (IA).

Tabela 1. Dados coletados para a tribo Xenodontini para elaboração do Índice de Ameaça (IA). As variáveis são: tamanho do corpo (TC), fecundidade média (FM), amplitude de dieta (AD), distribuição geográfica (DG), área de proteção integral (API), amplitude altitudinal (AAL), amplitude de habitat (AH), índice de influência humana (IIH). Para os itens alimentares: anfíbios (A), aves (AV), lagartos (L), mamíferos (M), outros (O), peixes (P), serpentes (S). Variáveis que não possuíam dados estão representadas por lacunas em branco.

ESPÉCIE	TC	FM	AD	DG	API	AAL	AH	IIH
<i>Erythrolamprus aenigma</i>	476	7	A (0,5), S (0,5) [N=2]					
<i>Erythrolamprus aesculapii</i>	1139	4,14	L(0,05); S(0,93) [N=126]	5026920	1017629	2363	104	16
<i>Erythrolamprus albertguentheri</i>	612			711794	72306	5228	12	15
<i>Erythrolamprus albiventris</i>	805		L (1) [N=3]					
<i>Erythrolamprus almadensis</i>	472	4	A(1) [N=18]	3729516	342635	3697	41	16
<i>Erythrolamprus andinus</i>	489	10,5		101	24	3791	4	13
<i>Erythrolamprus atraventer</i>	551	7,5	A(1) [N=5]	44140	19903	1961	9	24
<i>Erythrolamprus bizona</i>	721	3	S(1) [N=6]	1227548	396472	4160	61	16
<i>Erythrolamprus breviceps</i>	638	5,5	P(0,17); O(0,83) [N=6]	4167936	1739127	4374	78	17
<i>Erythrolamprus carajasensis</i>		6	A(1) N[2]	58956	487	846	3	25
<i>Erythrolamprus ceii</i>	680	8		288979	23027	4361	11	13
<i>Erythrolamprus cobella</i>	561	4,6	L(0,2); A(0,6); P(0,2) [N=5]	472010	173723	2430	26	14
<i>Erythrolamprus cursor</i>	671	5	A(0,75); O(0,25) [N=4]	1136	784	750	4	37
<i>Erythrolamprus dorsocorallinus</i>	679	5	AV(0,25); A(0,75) [N=4]	2122524	646098	4704	45	19
<i>Erythrolamprus ephinephelus</i>	454	10,6	L(0,18); A(0,76); P(0,06) N=17]	130361	23763	4899	22	22
<i>Erythrolamprus festae</i>				117157	21185	5443	8	22
<i>Erythrolamprus fraseri</i>	540		A(1) N[8]					
<i>Erythrolamprus frenatus</i>	982	12		1165508	75492	1587	16	24

<i>Erythrolamprus guentheri</i>				115135	25469	5170	6	24
<i>Erythrolamprus ingeri</i>				1610	213	2170	3	5
<i>Erythrolamprus jaegeri</i>	527	5,7	A(1) [N=64]	1891481	195805	2924	24	22
<i>Erythrolamprus janaleeae</i>	509			124491	20303	6624	8	23
<i>Erythrolamprus juliae</i>	627	3	L(0,5); A(0,5) [N=2]	2436	1385	1074	4	32
<i>Erythrolamprus macrostomus</i>	621	4	L(0,5); A(0,5) [N=2]	2166864	176217	2485	27	19
<i>Erythrolamprus maryellenae</i>	453	6,3	A(1) [N=1]	1011771	43558	1398	10	17
<i>Erythrolamprus melanotus</i>	610	5,75	A(0,88); P(0,12) [N=16]	840878	199989	5687	37	21
<i>Erythrolamprus mertensi</i>	284		O(1) [N=4]	5726	5286	205	1	14
<i>Erythrolamprus miliaris</i>	1015	10,9	M(0,01); L(0,04); S(0,01); A(0,6); P(0,23); O(0,11) [N=149]	2168450	370256	3731	61	21
<i>Erythrolamprus mimus</i>	633	4,93	S(0,8); A(0,2) [N=5]	242497	94960	3421	16	22
<i>Erythrolamprus mossoroensis</i>	710	6,6	A(0,92); O(0,08) [N=12]	879301	65540	1344	14	20
<i>Erythrolamprus ocellatus</i>	453		L(0,4); S(0,6) [N=5]	313	61	574	2	30
<i>Erythrolamprus oligolepis</i>	405	4	A(1) [N=1]	2268155	764896	1476	53	18
<i>Erythrolamprus ornatus</i>	1235		L(1) [N=4]	618	245	876	3	37
<i>Erythrolamprus perfuscus</i>	797		L(1) [N=1]	441	8	339	1	40
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	855	5,5	M(0,01); L(0,04); S(0,01); A(0,49); P(0,31); O(0,14) [N=294]	9800904	1051092	2546	76	21
<i>Erythrolamprus pseudocorallus</i>	727			107267	12211	4649	10	29
<i>Erythrolamprus pseudoreginae</i>	420							
<i>Erythrolamprus pyburni</i>	420			12	0	56	1	21
<i>Erythrolamprus pygmaeus</i>	202		A(0,33); O(0,67) [N=3]	3322337	1356738	3343	60	19
<i>Erythrolamprus reginae</i>	605	4,5	L(0,02); A(0,43); O(0,54) [N=253]	2795444	688940	2690	76	17
<i>Erythrolamprus rochai</i>	219							
<i>Erythrolamprus sagittifer</i>	605	7	A(1) [N=3]	328865	18194	2166	6	19

<i>Erythrolamprus semiaureus</i>	1147	10,5	A(0,5); P(0,46); O(0,04) [N=56]	774276	62955	644	15	23
<i>Erythrolamprus taeniogaster</i>	684	8	A(0,19); P(0,79); O(0,02) [N=52]	1896377	423329	3707	54	15
<i>Erythrolamprus taeniurus</i>	128	3,88		130685	14286	6177	12	17
<i>Erythrolamprus torrenicola</i>			P(1) N=2	1993	1993	2084	3	4
<i>Erythrolamprus trebbau</i>								
<i>Erythrolamprus triscalis</i>	815			447	69	333	2	27
<i>Erythrolamprus typhlus</i>	790	4,2	L(0,10); A(0,86); O(0,03) [N=29]	5123746	1476810	3526	74	
<i>Erythrolamprus viridis</i>	594	4	L(0,03); A(0,97) [N=33]	1189290	95709	1642	16	16
<i>Erythrolamprus vitti</i>	388		L(0,5); A(0,5) [N=2]	1907	264	3975	2	28
<i>Erythrolamprus williamsi</i>	335			3000	2770	2395	2	31
<i>Erythrolamprus zweifeli</i>	493	4,6	A(0,5); O(0,5) [N=12]	108852	65059	4912	17	31
<i>Lygophis anomalus</i>	744	7,4	L(0,04); A(0,96) [N=79]	1011818	70469	1495	13	21
<i>Lygophis dilepis</i>	646	6,1	L(0,08); A(0,92) [N=13]	1619179	171611	1223	31	23
<i>Lygophis elegantissimus</i>	640		A(1) [N=32]	4021	70	1013	1	24
<i>Lygophis flavifrenatus</i>	577	7,8	L(0,8); A(0,2) [N=5]	837254	87555	1658	19	24
<i>Lygophis lineatus</i>	527	4,5	M(0,03); A(0,97) [N=39]	2490440	797284	3171	66	18
<i>Lygophis meridionalis</i>	653	5	L(0,04); A(0,31); O(0,65) [N=26]	3077744	316271	3099	36	17
<i>Lygophis paucidens</i>	410	4	L(1) [N=5]	2681637	237491	1553	23	17
<i>Lygophis vanzolinii</i>	545	5		15500	1545	1805	2	24
<i>Xenodon dorbignyi</i>	746	4,8	L(0,05); A(0,92); O(0,93) [N=224]	1440626	88282	1549	13	22
<i>Xenodon guentheri</i>	910		O(1) [N=3]	145724	9666	1050	6	23
<i>Xenodon histricus</i>	310	5		1343880	110593	1650	16	25
<i>Xenodon matogrossensis</i>	433	6	S(0,25); A(0,5); O(0,25) [N=4]	370853	34228	524	6	19
<i>Xenodon merremii</i>	1855	10,8	L(0,02); A(0,97); P(0,01) [N=146]	4447366	373237	3787	63	19

<i>Xenodon nattereri</i>	442	5,6	L(0,26); O(0,74) [N=23]	1778744	116699	2309	22	17
<i>Xenodon neuwiedii</i>	820	7,75	L(0,01); A(0,99) [N=96]	850266	94536	2109	18	22
<i>Xenodon pulcher</i>	504			1356049	111334	2908	15	18
<i>Xenodon rabdocephalus</i>	771	9,5	L(0,01); A(0,61); O(0,38) [N=71]	3013349	918945	4124	114	17
<i>Xenodon semicinctus</i>	484	4	L(0,33); A(0,17); O(0,5) [N=6]	2436723	148084	2579	16	14
<i>Xenodon severus</i>	1400	17,25	L(0,09); A(0,73); O(0,18) [N=22]	3425763	1286131	3547	78	24
<i>Xenodon wernerii</i>	662			295463	133459	1226	8	25

Apêndice B- Tabela 2: Índice de priorização para conservação da tribo Xenodontini.

Tabela 2. Índice de priorização para conservação da tribo Xenodontini. Pontuações das variáveis utilizadas para elaboração dos índices de ameaça (IA), singularidade ecológica (SE), distinção filogenética (DF) e seus respectivos ranqueamentos. Índice de priorização (IP) calculado através da média dos rankings dos índices. Espécies ranqueadas em ordem decrescente de acordo com IP. As variáveis são: tamanho do corpo (TC), fecundidade média (FM), amplitude de dieta (AD), distribuição geográfica (DG), área de proteção integral (API), amplitude altitudinal (AAL), amplitude de habitat (AH), índice de influência humana (IIH). Categorias IUCN: criticamente ameaçada (CR), dados deficientes (DD), em perigo (EN), extinto (EX), pouco preocupante (LC), quase ameaçada (NT) e vulnerável (VU.) Variáveis que não possuíam dados estão representadas por lacunas em branco

ESPÉCIE	IA									SE				DF		IP	IUCN		
	TC	FM	AD	DG	API	AAL	AH	IIH	Ranking	Tcse	Fse	ADse	AHse	Média	Ranking			DF	Ranking
<i>Erythrolamprus perfuscus</i>	55		46	128	132	64	65,5	132	56,59	0,093		0,038	1,406	0,51	63			59,80	EX
<i>Erythrolamprus triscalis</i>	57			126	126	65	61	114	49,91	0,103			1,105	0,60	65			57,45	EN
<i>Erythrolamprus pyburni</i>	11			134	134	67	65,5	68	43,59	0,185			1,406	0,80	67			55,30	DD
<i>Erythrolamprus ornatus</i>	65		46	124	120	58	56,5	129	54,41	0,284		0,038	0,929	0,42	56			55,20	CR

<i>Erythrolamprus carajasensis</i>	20,5	46	102	116	59	56,5	110	46,36			0,023	0,929	0,48	60			53,18	DD	
<i>Erythrolamprus williamsi</i>	6		112	106	34	61	123	40,18	0,283			1,105	0,69	66			53,09	NT	
<i>Erythrolamprus ocellatus</i>	15		12	130	128	62	61	120	48,00	0,152		0,082	1,105	0,45	58			53,00	LC
<i>Erythrolamprus mertensis</i>	4		46	108	104	66	65,5	10	36,68	0,355		0,048	1,406	0,60	64			50,34	LC
<i>Lygophis vanzolinii</i>	27	30		106	110	42	61	100	43,27	0,072	0,109		1,105	0,43	57			50,14	NT
<i>Erythrolamprus vittii</i>	7		5,5	118	118	15	61	116	40,05	0,219		0,031	1,105	0,45	59			49,52	DD
<i>Erythrolamprus torrenicola</i>			46	116	108	40	56,5	2	33,50			0,071	0,929	0,50	62			47,75	LC
<i>Lygophis elegantissimus</i>	40		46	110	124	57	65,5	100	49,32	0,002		0,023	1,406	0,48	61	7,31	24,5	44,94	VU
<i>Erythrolamprus andinus</i>	20	6,5		132	130	16	53	7	33,14	0,119	0,213		0,804	0,38	54			43,57	DD
<i>Erythrolamprus taeniurus</i>	1	47		88	98	2	39,5	35	28,23	0,701	0,219		0,321	0,41	55			41,61	LC
<i>Erythrolamprus janaleeae</i>	23			92	92	1	46	89	31,18	0,101			0,503	0,30	51			41,09	LC
<i>Erythrolamprus pseudocorallus</i>	50			100	100	10	42,5	118	38,23	0,054			0,406	0,23	43			40,61	LC
<i>Erythrolamprus juliae</i>	37	48	5,5	114	112	55	53	126	50,05	0,011	0,331	0,031	0,804	0,29	50	5,60	12,5	37,52	NT
<i>Erythrolamprus semiaureus</i>	64	6,5	5,5	70	78	61	34,5	89	37,14	0,252	0,213	0,046	0,230	0,19	37			37,07	LC
<i>Erythrolamprus frenatus</i>	61	2	46	56	68	46	31	100	37,27	0,184	0,271	0,071	0,202	0,18	36			36,64	LC
<i>Erythrolamprus cursor</i>	44	30	20,5	122	114	60	53	129	52,05	0,019	0,109	0,029	0,804	0,24	45	5,60	12,5	36,52	CR
<i>Erythrolamprus sagittifer</i>	33	15,5	46	78	96	38	49,5	55	37,36	0,026	0,037	0,023	0,628	0,18	35			36,18	LC
<i>Xenodon weneri</i>	43			80	50	53	46	110	34,73	0,013			0,503	0,26	46	9,12	26,5	35,74	LC
<i>Xenodon severus</i>	66	1	18	14	8	21	3,5	100	21,05	0,338	0,429	0,029	0,486	0,32	53	10,14	30	34,68	LC
<i>Xenodon guentheri</i>	60		46	86	102	56	49,5	89	44,41	0,151		0,048	0,628	0,28	48	5,27	11	34,30	LC
<i>Xenodon merremii</i>	67	4	35	8	28	17	9	55	20,27	0,460	0,225	0,024	0,393	0,28	48	9,12	26,5	31,42	LC
<i>Erythrolamprus atraventer</i>	28	13	46	104	94	41	44	100	42,73	0,067	0,067	0,023	0,452	0,15	27	6,99	23	30,91	LC
<i>Erythrolamprus oligolepis</i>	8	43,5	46	30	18	50	14	46	23,23	0,201	0,206	0,023	0,318	0,19	38			30,61	LC
<i>Xenodon rabdocephalus</i>	53	8	14	20	14	14	1	35	14,45	0,079	0,170	0,033	0,651	0,23	44			29,23	LC
<i>Erythrolamprus maryellenae</i>	14	18	46	60	80	51	42,5	35	31,50	0,152	0,009	0,023	0,406	0,15	25			28,25	LC
<i>Lygophis lineatus</i>	25	37,5	35	26	16	25	8	46	19,86	0,086	0,155	0,031	0,414	0,17	31	12,26	33	27,95	LC
<i>Erythrolamprus milliaris</i>	62	3	12	32	30	18	10,5	68	21,41	0,198	0,232	0,041	0,379	0,21	41	6,54	19,5	27,30	LC
<i>Erythrolamprus albertguentheri</i>	35			72	70	5	39,5	17	21,68	0,021			0,327	0,17	33			27,09	LC
<i>Erythrolamprus zweifeli</i>	21	35,5	5,5	98	76	7	28	123	35,82	0,115	0,145	0,035	0,176	0,12	18			26,91	LC

<i>Erythrolamprus pygmaeus</i>	2		17	16	6	24	12	55	12,00	0,503		0,039	0,372	0,30	52	6,46	16,5	26,83	LC
<i>Xenodon neuwiedii</i>	58	12	37	64	62	39	27	79	34,36	0,106	0,081	0,023	0,151	0,09	13	10,38	31	26,12	LC
<i>Erythrolamprus aesculapii</i>	63	40	32	6	12	35	2	23	19,36	0,249	0,191	0,107	0,611	0,29	49	4,89	8,5	25,62	LC
<i>Xenodon matogrossensis</i>	12	20,5	5,5	76	82	63	49,5	55	33,05	0,172	0,030	0,051	0,628	0,22	42	3,36	1,5	25,52	LC
<i>Xenodon histricus</i>	5	30		50	56	44	31	110	29,64	0,317	0,109		0,202	0,21	40	4,36	6,5	25,38	LC
<i>Lygophis paucidens</i>	9	43,5	46	24	36	47	23	35	23,95	0,195	0,206	0,038	0,044	0,12	19	11,29	32	24,98	LC
<i>Erythrolamprus typhlus</i>	54	39	27	4	4	22	7		14,27	0,090	0,185	0,026	0,463	0,19	39	6,69	21	24,76	LC
<i>Lygophis anomalus</i>	51	14	33	58	72	49	37,5	68	34,77	0,064	0,061	0,024	0,292	0,11	15	7,31	24,5	24,76	LC
<i>Erythrolamprus bizona</i>	49	26	46	52	26	13	10,5	23	22,32	0,050	0,068	0,111	0,379	0,15	27			24,66	LC
<i>Erythrolamprus reginae</i>	32	37,5	10	22	20	29	5,5	35	17,36	0,026	0,155	0,039	0,475	0,17	33	6,80	22	23,95	LC
<i>Erythrolamprus mossoroensis</i>	48	17	30	62	74	52	36	62	34,64	0,043	0,012	0,025	0,260	0,08	12			23,32	LC
<i>Lygophis flavifrenatus</i>	30	11	24,5	68	66	43	26	100	33,50	0,047	0,084	0,035	0,127	0,07	8	9,79	28,5	23,17	LC
<i>Erythrolamprus viridis</i>	31	43,5	35	54	58	45	31	23	29,14	0,034	0,206	0,024	0,202	0,12	17			23,07	LC
<i>Xenodon dorbignyi</i>	52	34	30	46	64	48	37,5	79	35,50	0,065	0,127	0,025	0,292	0,13	20	4,91	10	21,83	LC
<i>Erythrolamprus ceii</i>	46	9,5		82	88	12	41	70	31,68	0,025	0,095		0,365	0,16	29	3,99	4,5	21,73	LC
<i>Erythrolamprus dorsocorallinus</i>	45	30	20,5	36	22	9	15	55	21,14	0,024	0,109	0,142	0,247	0,13	22			21,57	LC
<i>Erythrolamprus ephinephelus</i>	16	5	22	90	86	8	24,5	79	30,05	0,151	0,217	0,029	0,064	0,12	16	6,46	16,5	20,85	LC
<i>Erythrolamprus almadensis</i>	17	43,5	46	12	32	20	16	23	19,05	0,134	0,206	0,023	0,207	0,14	24	6,45	16,5	19,68	LC
<i>Erythrolamprus taeniogaster</i>	47	9,5	23	38	24	19	13	17	17,32	0,027	0,095	0,062	0,326	0,13	21			19,16	LC
<i>Lygophis meridionalis</i>	42	30	16	18	34	26	18	35	19,91	0,007	0,109	0,040	0,150	0,08	9	9,79	28,5	19,14	LC
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	59	26	1	2	10	31	5,5	68	18,41	0,124	0,068	0,046	0,475	0,18	34	3,99	4,5	18,97	LC
<i>Erythrolamprus mimus</i>	38	33	24,5	84	60	23	31	79	33,86	0,007	0,116	0,094	0,202	0,10	14	4,89	8,5	18,79	LC
<i>Erythrolamprus breviceps</i>	39	26	26	10	2	11	3,5	35	13,86	0,003	0,068	0,052	0,486	0,15	27	6,40	14	18,29	LC
<i>Xenodon pulcher</i>	22			48	54	28	34,5	46	21,14	0,106			0,230	0,17	30	3,36	1,5	17,55	LC
<i>Lygophis dilepis</i>	41	19	30	44	46	54	19	89	31,09	0,002	0,023	0,024	0,085	0,03	1			16,05	LC
<i>Erythrolamprus macrostomus</i>	36	43,5	5,5	34	42	32	20	55	24,36	0,015	0,206	0,047	0,025	0,07	8			15,93	LC
<i>Erythrolamprus cobella</i>	29	35,5	12	74	44	33	21	10	23,50	0,059	0,145	0,036	0,009	0,06	4	6,54	19,5	15,67	LC
<i>Erythrolamprus melanotus</i>	34	22	28	66	38	3	17	68	25,09	0,023	0,048	0,029	0,162	0,07	6			15,55	LC
<i>Xenodon semicinctus</i>	19	43,5	5,5	28	48	30	31	10	19,55	0,123	0,206	0,041	0,202	0,14	24	3,51	3	15,35	LC

<i>Erythrolamprus jaegeri</i>	24	23	46	40	40	27	22	79	27,36	0,086	0,052	0,023	0,026	0,05	2	6,45	16,5	15,29	LC
<i>Xenodon nattereri</i>	13	24	19	42	52	36	24,5	35	22,32	0,163	0,060	0,045	0,064	0,08	11	4,36	6,5	13,27	LC
<i>Erythrolamprus aenigma</i>	18	15,5	5,5							0,130	0,037	0,067		0,08	10				-
<i>Erythrolamprus albiventris</i>	56		15							0,098		0,029		0,06	5				-
<i>Erythrolamprus festae</i>				94	90	4	46	79	28,45				0,503						LC
<i>Erythrolamprus fraseri</i>	26		46							0,076		0,023		0,05	3				-
<i>Erythrolamprus guentheri</i>				96	84	6	49,5	100	30,50				0,628						LC
<i>Erythrolamprus ingeri</i>				120	122	37	56,5	4	30,86				0,929						LC
<i>Erythrolamprus pseudoreginae</i>	10									0,185									-
<i>Erythrolamprus rochai</i>	3									0,468									-

Apêndice C- Tabela 3: Coeficientes de correlação Pearson das variáveis utilizadas para gerar os índices de vulnerabilidade à extinção

Tabela 3. Coeficientes de correlação Pearson das variáveis utilizadas para gerar os índices de vulnerabilidade à extinção. As variáveis são: tamanho do corpo (TC), fecundidade média (FM), amplitude de dieta (AD), distribuição geográfica (DG), área de proteção integral (API), amplitude altitudinal (AAL), amplitude de habitat (AH), índice de influência humana (IIH).

	TC	FM	AD	DG	API	AAL	AH
FM	-0,44						
AD	0,02	-0,07					
DG	-0,1	-0,23	0,11				
API	-0,003	-0,16	0,14	0,197			
AAL	-0,08	0,16	0,09	0,43	0,3		
AH	-0,29	0,05	-0,11	0,32	0,01	0,09	
IIH	0,2	-0,33	-0,007	0,32	-0,03	0,46	0,06

Apêndice D – Tabela 4: Coeficientes de correlação Pearson entre variáveis utilizadas para gerar os índices de ameaça (IA) e o índice de priorização (IP).

Tabela 4. Coeficientes de correlação Pearson entre variáveis utilizadas para gerar os índices de ameaça (IA) e o índice de priorização (IP). As variáveis são: tamanho do corpo (TC), fecundidade média (FM), amplitude de dieta (AD), distribuição geográfica (DG), área de proteção integral (API), amplitude altitudinal (AAL), amplitude de habitat (AH), índice de influência humana (IIH). Correlações superiores a 0,65 estão destacadas.

	TC	FM	AD	DG	API	AAL	AH	IIH
IP	-0,03	-0,17	0,3	0,74	0,75	0,41	0,76	0,46

Apêndice E – Tabela 5: O coeficiente de correlação de classificação de Pearson dos fatores usados para gerar o Índice de Priorização (IP).

Tabela 5. O coeficiente de correlação de classificação de Pearson dos fatores usados para gerar o Índice de Priorização (IP). Distinção filogenética (DF), índice de ameaça (IA), singularidade ecológica (SE). Correlações superiores a 0,65 estão destacadas.

	DF	SE	IA
SE	-0,08		
IA	-0,03	0,44	
IP	0,36	0,87	0,72

Apêndice F- Figura 1: Filogenia utilizada para a tribo Xenodontini baseada em uma árvore apresentada por Zaher e colaboradores (2019).

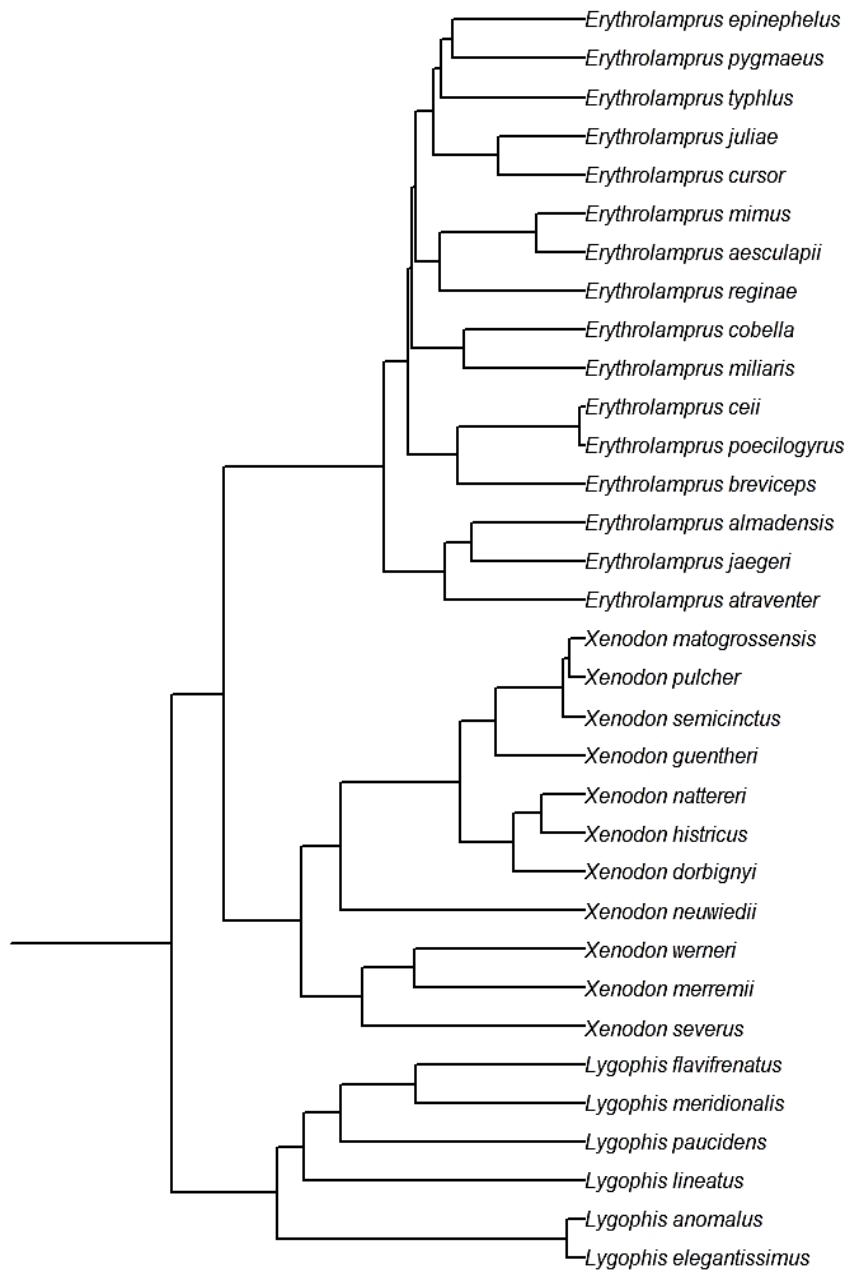


Figura 1. Filogenia utilizada para a tribo Xenodontini modificada de Zaher e colaboradores (2019).

Apêndice G – Distribuição geográfica das espécies da tribo Xenodontini.



Figura 2. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus aesculapii*.



Figura 3. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus albertguentheri*.



Figura 4. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus almadensis*



Figura 5. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus andinus*.



Figura 6. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus atraventer*



Figura 7. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus bizona*.



Figura 8. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus breviceps*.



Figura 9. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus carajasensis*



Figura 10. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus ceii*.



Figura 11. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus cobella*



Figura 12. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus cursor*.



Figura 13. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus dorsocorallinus*



Figura 14. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus epinephelus*.



Figura 15. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus festae*.



Figura 16. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus frenatus*.



Figura 17. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus guentheri*.



Figura 18. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus ingeri*.



Figura 19. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus jaegeri*.



Figura 20. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus janaleeae*.



Figura 21. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus juliae*



Figura 22. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus macrosomus*



Figura 23. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus maryelleane*.



Figura 24. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus melanotus*.



Figura 25. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus mertensi*.



Figura 26. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus miliaris*.



Figura 27. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus mimus*.



Figura 28. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus mossoroensis*.



Figura 29. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus ocellatus*.



Figura 30. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus oligolepis*.



Figura 31. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus ornatus*.



Figura 32. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus perfuscus*.

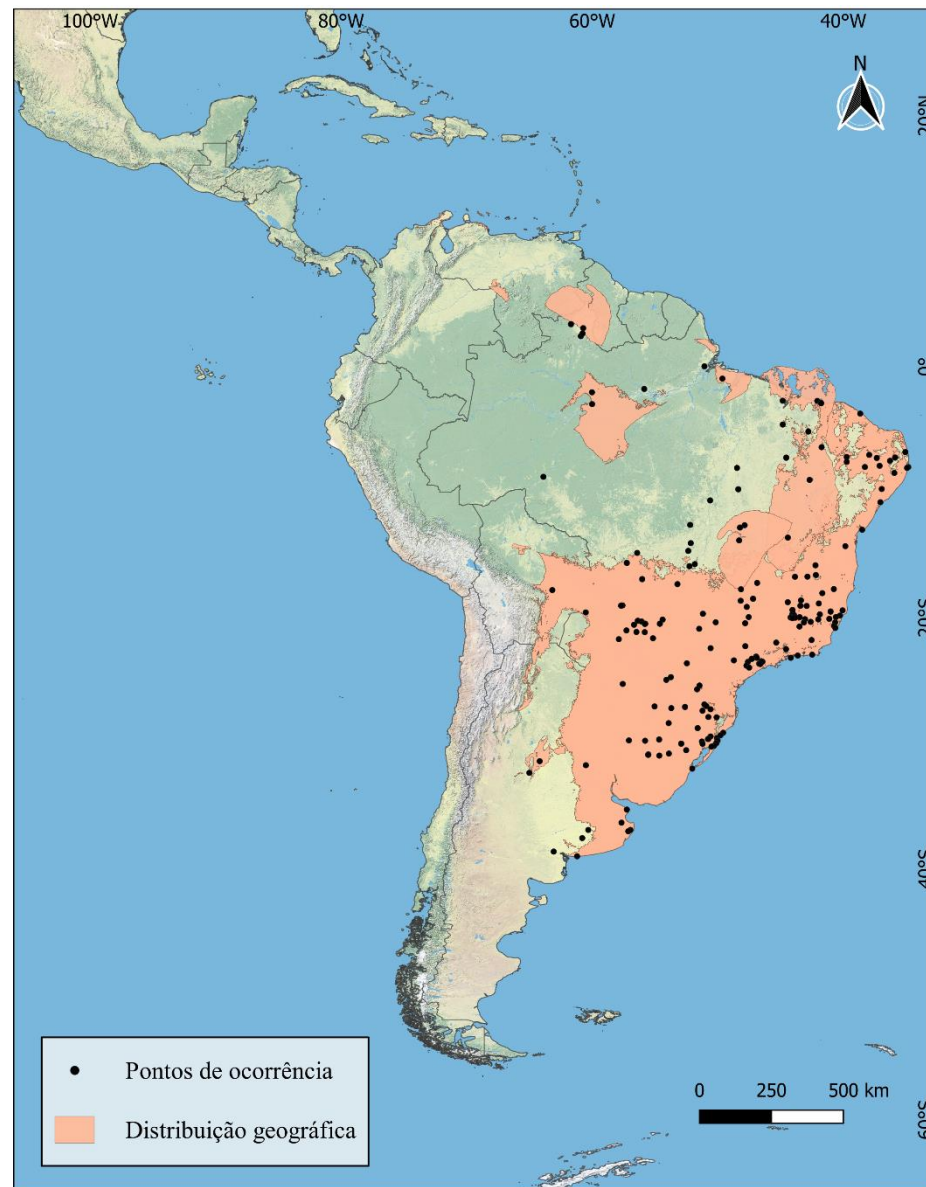


Figura 33. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus poecilogyrus*.



Figura 34. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus pseudocorallus*.



Figura 35. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus pyburni*.



Figura 36. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus pygmeus*.



Figura 37. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus reginae*.



Figura 38. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus sagittifer*.



Figura 39. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus semiaureus*.



Figura 40. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus taeniogaster*.



Figura 41. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus taeniurus*.



Figura 42. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus torrenicola*.



Figura 43. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus triscalis*.



Figura 44. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus typhlus*.



Figura 45. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus viridis*.



Figura 46. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus vittii*.



Figura 47. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus williamsi*.



Figura 48. Distribuição geográfica de *Erythrolamprus zweifeli*.



Figura 49. Distribuição geográfica de *Lygophis anomalus*.



Figura 50. Distribuição geográfica de *Lygophis dileps*.



Figura 51. Distribuição geográfica de *Lygophis elegantissimus*.



Figura 52. Distribuição geográfica de *Lygophis flavifrenatus*.



Figura 53. Distribuição geográfica de *Lygophis lineatus*.



Figura 54. Distribuição geográfica de *Lygophis meridionalis*.



Figura 55. Distribuição geográfica de *Lygophis paucidens*



Figura 56. Distribuição geográfica de *Lygophis vanzolinii*.



Figura 57. Distribuição geográfica de *Xenodon dorbignyi*.



Figura 58. Distribuição geográfica de *Xenodon guentheri*.



Figura 59. Distribuição geográfica de *Xenodon histricus*.



Figura 60. Distribuição geográfica de *Xenodon matogrossensis*.



Figura 61. Distribuição geográfica de *Xenodon merremi*.



Figura 62. Distribuição geográfica de *Xenodon nattereri*



Figura 63. Distribuição geográfica de *Xenodon neuwiedii*.



Figura 64. Distribuição geográfica de *Xenodon pulcher*.



Figura 65. Distribuição geográfica de *Xenodon rabdocephalus*



Figura 66. Distribuição geográfica de *Xenodon semicinctus*

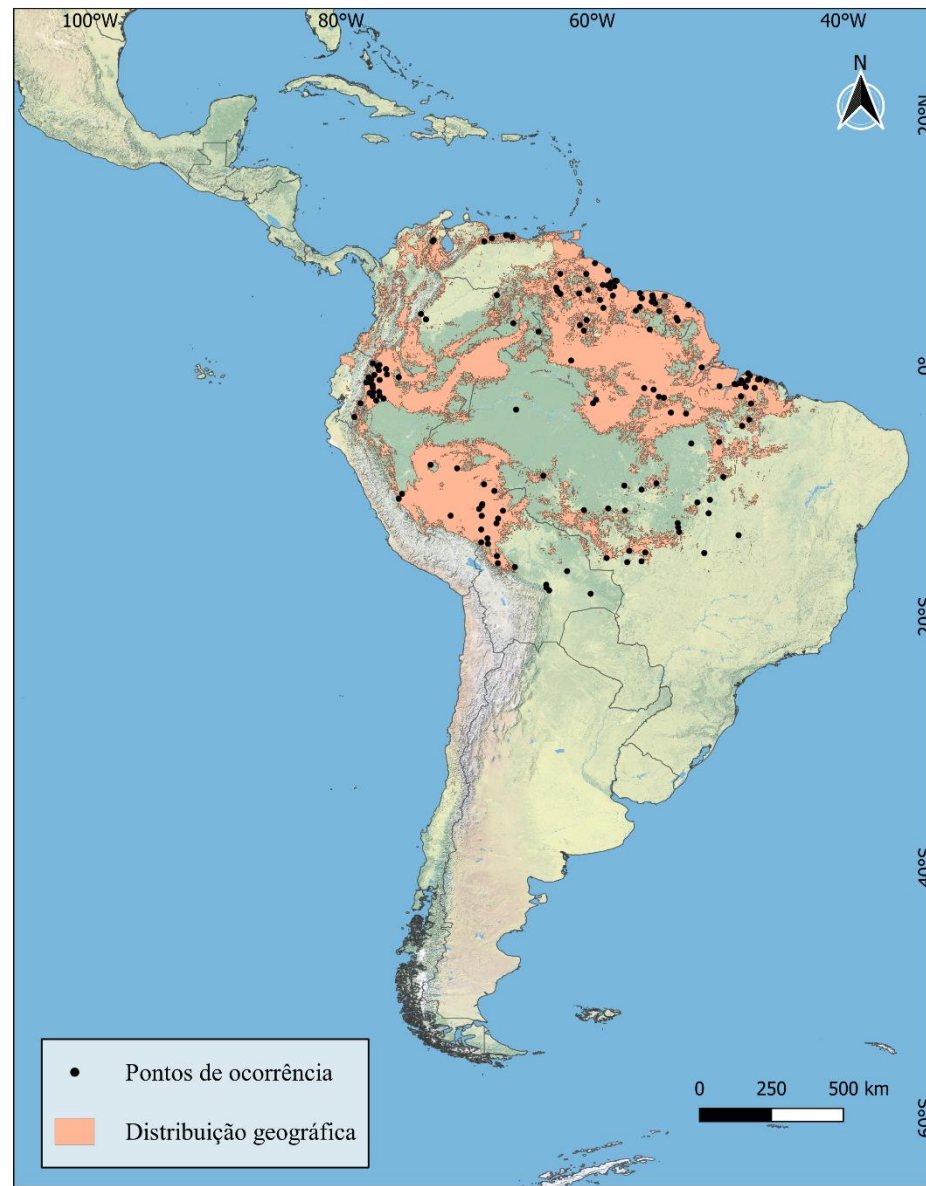


Figura 67. Distribuição geográfica de *Xenodon severus*.



Figura 68. Distribuição geográfica de *Xenodon weneri*.