



Pós-Graduação
ZOOLOGIA
MPEG/UFPA



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

Ecologia trófica e espacial de *Dendropsophus melanargyreus* (Cope, 1887), *D. minutus* (Peters, 1871) e *Scinax ruber* (Laurenti, 1768) (Anura: Hylidae) em um fragmento Florestal na Amazônia Oriental

Rafael de Assis Barros

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Zoologia, do Convênio Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Zoologia.

Orientadora: **Dra. Maria Cristina dos Santos Costa**

Área de Concentração: *Conservação e Ecologia*

Belém, Pará

2016

Rafael de Assis Barros

Ecologia trófica e espacial de *Dendropsophus melanargyreus* (Cope, 1887), *D. minutus* (Peters, 1871) e *Scinax ruber* (Laurenti, 1768) (Anura: Hylidae) em um fragmento Florestal na Amazônia Oriental

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Zoologia, do Convênio Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Zoologia.

Orientadora: **Dra. Maria Cristina dos Santos Costa**

Universidade Federal do Pará – ICB/UFPA

Belém, Pará

2016

Rafael de Assis Barros

Ecologia trófica e espacial de *Dendropsophus melanargyreus* (Cope, 1887), *D. minutus* (Peters, 1871) e *Scinax ruber* (Laurenti, 1768) (Anura: Hylidae) em um fragmento Florestal na Amazônia Oriental

Banca examinadora:

Dra. Maria Cristina dos Santos Costa

Universidade Federal do Pará

Instituto de Ciências Biológicas

Dr. Mirco Solé

Universidade Estadual de Santa Cruz

Departamento de Ciências Biológicas

Dr. Paulo Bernarde

Universidade Federal do Acre

Centro Multidisciplinar do Campus Floresta

Dr. Raúl Eduardo Maneyro Landó

Universidad de La República

Facultad de Ciencias, Sección Zoología Vertebrados

Dr. Gleomar Maschio

Universidade Federal do Pará

Instituto de Ciências Biológicas

Dr. Youszef Bittar

Universidade Federal do Pará

Instituto de Ciências Biológicas

DEDICATÓRIA

Dedico esta conquista aos meus pais Enoque dos Santos e Regina Lúcia, por todo apoio e confiança que sempre tiveram em mim. E aos amigos que sempre estiveram ao meu lado, me incentivando, aconselhando e ajudando.

Agradecimentos:

Agradeço a minha família, em especial aos meus pais Enoque dos Santos e Regina Lúcia, por todo carinho e paciência, pelos conselhos e por toda ajuda e compreensão que me deram ao longo desse período.

A minha orientadora Dra. Maria Cristina dos Santos Costa pelo apoio, paciência e amizade, pelos conselhos e discussões sempre proveitosos e por compartilhar seu conhecimento, o que foi de extrema importância para o desenvolvimento deste trabalho. Obrigado por tudo professora.

À Universidade Federal do Pará e ao Museu Paraense Emílio Goeldi pela oportunidade de cursar o mestrado em Zoologia, e pelo espaço físico e laboratorial para estudo e análises do material coletado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos concedida, auxiliando na realização deste trabalho.

Aos professores do curso de pós-graduação em Zoologia UFPA/MPEG pelos ensinamentos e conhecimentos compartilhados, os quais foram de extrema importância para minha formação.

A Associação Kenji-Kai do Norte do Brasil pela autorização para a realização deste estudo no Parque Ecológico do Gunma.

Ao IBAMA pela concessão da licença de coleta de anuros (processo:12240-2).

A professora Maria Luiza (Malu) por nos receber e hospedar em sua casa nos dias de coleta, sua ajuda foi muito importante para realização deste estudo.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados pela ajuda com as coletas e análises de dieta: Heriberto (Beto), Iago Barroso, Daniel Pena, Guido José, Sílvia e Elísia.

Aos amigos do curso de mestrado Regeane, Ivo, Geovana, Nagila e Denise pelos momentos de aprendizado, discussão e descontração ao longo do curso.

Enfim, deixo aqui meus sinceros agradecimentos a todos que de alguma forma participaram da elaboração e desenvolvimento deste trabalho.

SUMÁRIO

Introdução Geral.....	1
Referências Bibliográficas.....	6
Abstract.....	12
Resumo.....	13
Introdução.....	14
Material e Métodos.....	16
Área de Estudo.....	16
Coleta de Dados.....	18
Análise de Dados.....	20
Resultados.....	22
Discussão.....	27
Conclusão.....	32
Referências Bibliográficas.....	33

Lista de figuras

Figura 1: Localização do Parque Ecológico do Gunma no município de Santa Barbará, Pará17

Figura 2 – Porcentagem de utilização de cada micro-habitat por *Scinax ruber*, *Dendropsophus minutus* e *D. melanargyreus*. Siglas: PBF – poça na borda da floresta; PDF – poça distante da floresta; PAB – poça em área aberta; VHP – vegetação herbácea na poça; VHD – vegetação herbácea distante de poça; VAP – vegetação arbórea na poça; VAD – vegetação arbórea distante da poça.....24

Figura 3: Tipo de poleiro utilizado pelas espécies (Siglas: Dmel -*Dendropsophus melanargyreus*, Dmin - *D.minutus* e Srub - *Scinax ruber*).....25

Figura 4: Uso do substrato por *Dendropsophus melanargyreus*, *D. minutus* e *Scinax ruber* no Parque ecológico do Gunma, município de Santa Bárbara, Pará, Brasil. A) Altura do poleiro; B) profundidade das poças utilizadas pelas espécies.....26

Figura 5: Efeito do Comprimento da poça sobre *D. minutus* (A); Temperatura do ar sobre *D. minutus* (B); C - Umidade do ar sobre *S. ruber* (C).....28

Lista de tabelas

Tabela 1 – Caracterização das poças utilizadas pelos anuros no Parque Ecológico de Gunma, Santa Bárbara, Brasil.....19

Tabela 2 – Frequência de Ocorrência (FO%) e Índice de Importância Alimentar (IA%) para *D. melanargyreus* (D.mel), *Dendropsophus minutus* (D.min) e *Scinax ruber* (S.rub) do Parque Ecológico do Gunma, Santa Bárbara – Pará – Brasil.....23

Tabela 3: Análise de Correlação das variáveis ambientais coletadas no Parque Ecológico do Gunma, Santa Bárbara, Pará, Brasil. Variáveis: CP – Comprimento da poça; LP – Largura da poça; PC – Precipitação; TA – Temperatura do ar; UA – Umidade do ar. Valores de correlação significativos são apresentados em itálico.....27

Tabela 4: Resultados derivados do modelo de Regressão múltipla e probabilidades associadas com os efeitos de cada variável sobre a abundância de cada espécie. Siglas: C.P. = comprimento da poça; T.A. = temperatura do ar; U.A. = umidade do ar; p = probabilidade. Valores significativos são apresentados em itálico.....27

INTRODUÇÃO

As espécies vivem e se reproduzem dentro de um espaço limitado por diversos fatores ambientais denominado nicho (Hutchinson, 1957). Dessa forma, o nicho seria um espaço multidimensional em que a distribuição e abundância das espécies são limitadas por um conjunto de fatores abióticos e bióticos (Pulliam, 2000). Interações entre espécies que utilizam os mesmos recursos podem levar a uma inevitável competição devido à sobreposição de nicho (Losos, 1995), ou ainda, devido à escassez de recursos no ambiente em que se encontram. No entanto, diferenças mínimas no uso dos recursos entre espécies similares ecologicamente e que coexistam podem reduzir essa competição (Pianka 1974; Gordon 2000).

Portanto, o nicho ecológico pode ser associado com a competição interespecífica, onde cada espécie ocupa um determinado espaço ou consome um tipo de presa (Pianka, 1981). Espécies relacionadas filogeneticamente e ecologicamente similares são mais inclinadas a apresentar sobreposição no uso dos recursos e sua coexistência, em muitos casos, pode ser explicada pela partição dos recursos entre elas (Begon *et al.*, 2006). Diferenças no uso dos recursos entre espécies ecologicamente similares podem levar a redução da competição interespecífica, permitindo assim sua coexistência (Jiménez & Bolaños, 2012). Os mecanismos pelos quais membros de uma comunidade particionam os recursos entre si e reduzem a sobreposição no uso destes, moldam a estrutura da comunidade e podem influenciar profundamente na diversidade de espécies (Schoener, 1974; Pianka, 1981).

As dimensões espacial, temporal e trófica são consideradas as mais importantes no nicho ecológico das espécies, com as quais podemos entender e explicar como cada espécie utiliza o hábitat (Pianka, 1973; Davic, 1991; Donnelly, 1991). Estudos com assembleias de anuros neotropicais têm atribuído diferenças importantes no uso do micro-habitat, alimentação e tempo de atividade entre espécies que ocorrem em simpatria (Toft, 1985; Donnelly & Guyer, 1994; Lima & Magnusson, 1998; Rossa-Feres & Jim 2001). Anfíbios neotropicais podem particionar o hábitats temporal e espacial para evitar a competição, o que seria possível devido a longa duração do período chuvoso (Maiorana, 1976). Apesar da alta sobreposição na dieta, ou ainda, no uso de sítios reprodutivos de algumas espécies de anuros, nenhuma interação competitiva foi observada entre elas (Donnelly & Guyer 1994, Jiménez & Bolaños 2012, Bardier *et al.* 2014).

Para entender qual o papel dos anfíbios nos ecossistemas tropicais é necessário avaliar onde as espécies habitam, de que forma utilizam os micro-habitats e a importância da utilização dos diferentes tipos de presas, fornecendo subsídios para compreender o que leva as espécies a ocuparem novos nichos (Vitt *et al.*, 2003). A disponibilidade de recursos tróficos é um fator determinante na distribuição das espécies (Duellman & Trueb, 1994; Vitt & Caldwell, 2009), no entanto, o fator mais importante na partição dos recursos para os anfíbios é o uso do micro-habitat (Muñoz-Guerrero *et al.* 2007).

Em espécies que dependem de ambientes aquáticos para sua reprodução, a disponibilidade de corpos d'água influencia diretamente na distribuição e abundância de anuros (McDiarmid, 1994; Zimmermann & Simberloff, 1996). Outros meios de particionamento utilizados por espécies de anfíbios que vivem em simpatria são o uso diferencial de sítios de vocalização (Cardoso *et al.*, 1989; Martins *et al.*, 2006) e a segregação temporal no uso dos sítios reprodutivos (Cardoso *et al.*, 1989). Jiménez & Bolaños (2012) sugerem que a estrutura da vegetação, a heterogeneidade ambiental, a quantidade de modos reprodutivos e a presença de predadores, podem influenciar no uso dos recursos e favorecer a coexistência entre as espécies.

O estudo das relações tróficas entre espécies que ocorrem em simpatria permite a compreensão das interações que atuam entre espécies que utilizam os mesmos recursos (Duré & Kehr, 2001). Muitas diferenças no uso de recursos alimentares entre duas espécies, por exemplo, podem ser causadas por diferenças nos padrões de forrageamento e uso de micro-habitat (Duré & Kehr, 2004). Além disso, as limitações impostas pela história evolutiva e a exploração de presas específicas, podem influenciar as interações entre as espécies, determinando seus períodos de atividade, fatores reprodutivos e interações predador-presa (Caldwell, 1996; Polis *et al.*, 1989; Polis, 1991).

Duré & Kehr (2004) em seu estudo no sudeste argentino, observaram que espécies de *Leptodactylus bufonius* e *L. latinasus* apresentavam alta sobreposição alimentar, utilizando como presas principais Isoptera e Coleoptera. Porém, no caso de *L. latinasus* também houve a ingestão de larvas de inseto como parte importante da dieta (Duré & Kehr, 2004). Em outro estudo, em uma floresta tropical da Costa Rica, também foi observada sobreposição na dieta das espécies *Dendropsophus ebraccatus* e *D. phlebodes*, sendo que ambas as espécies tiveram como itens mais importantes na sua

dieta: Larvas de Diptera e Araneae (Jiménez & Bolaños, 2012). Contudo, para o autor essa elevada similaridade na dieta é resultado da grande disponibilidade de presas na região, suficientes para satisfazer as demandas das duas espécies (Jiménez & Bolaños, 2012). Outros estudos mostram que espécies que coexistem podem partilhar os mesmos recursos tróficos, no entanto, as presas contribuem de forma diferenciada na dieta de cada espécie (Luiselli *et al.*, 2004; Muñoz-Guerrero *et al.*, 2007).

Segundo Díaz & Valencia (1985), a utilização diferencial do micro-habitat apresenta um papel significativo na redução da competição atual ou potencial entre espécies relacionadas, contribuindo para sua coexistência. Jiménez & Bolaños (2012), sugerem que diferenças no uso de recursos espaciais de um hábitat com uma alta disponibilidade de vegetação estruturalmente diversa é um importante fator que permite a coexistência entre espécies. Outra forma de permitir a coexistência entre diferentes espécies é o uso de poleiros em diferentes alturas, um importante fator na segregação espacial entre espécies de anfíbios de mesmo tamanho corpóreo (Muñoz-Guerrero *et al.*, 2007).

Mecanismos específicos do uso de micro-habitat como o uso diferencial de sítios de vocalização, também podem facilitar a exploração ótima dos recursos disponíveis, favorecendo a coexistência de espécies (Muñoz-Guerrero *et al.*, 2007; Vasconcelos & Rossa-Feres, 2008; Blanco, 2009). Bardier *et al.* (2014), em seu trabalho em uma área de preservação no Uruguai, observaram um padrão de ocupação das poças entre as espécies de *Leptodactylus gracilis*, *L. latinasus* e *L. mystacinus*, onde o padrão observado foi explicado por diferenças na abundância de cada espécie. Díaz & Valencia (1985) também registraram na região dos Andes no Chile, que a distribuição espacial de *Alsodes montanus* e *A. tumultuosus* se apresentavam de forma diferenciada no uso do micro-habitat, onde *A. montanus* utilizava riachos mais altos e poças largas e profundas, enquanto, que *A. tumultuosus* foi encontrado em riachos mais baixos, em pequenas poças marginais e locais úmidos.

O uso diferenciado de hábitat por espécies congêneres foi observado em uma floresta tropical na Costa Rica, onde machos de *Dendropsophus phlebodes* foram encontrados vocalizando em folhas de ervas e folhas maiores da vegetação na borda das poças, enquanto, machos de *D. ebraccatus* foram encontrados sobre folhas de videiras, ervas emergentes e moitas nas poças (Jiménez & Bolaños, 2012). Rossa-Feres & Jim (2001) observaram que houve partição na altura do poleiro utilizado para vocalização

pelos machos de *Dendropsophus sanborni* e *D. nanus*, onde *D. sanborni* utilizou poleiros mais altos que *D. nanus*. Muñoz-Guerrero *et al.* (2007) observou que *Dendropsophus microcephalus* e *Scarthyia vigilans* foram encontradas sobre a vegetação emergente das poças, enquanto, *Hypsiboas pugnax* e *Scinax rostratus* eram encontradas na vegetação alta ao redor dos charcos no Caribe colombiano.

São conhecidas aproximadamente 7.528 espécies de anfíbios em todo o mundo, sendo que os anuros correspondem ao maior grupo deste táxon, com 6.640 espécies (Amphibiaweb, 2016). Hylidae representa uma das maiores famílias de anuros no mundo e é constituída por aproximadamente 950 espécies, com distribuição nas Américas, Austrália/Papua-Nova Guiné e Eurásia (Frost, 2014). Os hilídeos apresentam distribuição vertical diferenciada, correlacionadas aos seus atributos fisiológicos e ambientais (Van Sluys & Rocha, 1998; Prado & Pombal Jr., 2005) e, por isso, são bons modelos para estudos ecológicos. Dentre os hilídeos, três espécies são comumente encontradas partilhando o mesmo espaço em poças temporárias na região amazônica de interesse, e foram alvo de nossos estudos: *Dendropsophus melanargyreus*, *D. minutus* e *Scinax ruber*.

Dendropsophus melanargyreus (Cope, 1887) é comum no Brasil, especificamente nas bacias do interior do Estado do Tocantins, e na Bacia Amazônica Oriental, além das planícies de Santa Cruz na Bolívia (AmphibiaWeb, 2016). Também ocorrem no norte do Paraguai, Guiana Francesa, e Suriname. *Dendropsophus melanargyreus* é arborícola, e pode ser encontrada em florestas úmidas ou bordas de florestas, utilizando folhas e galhos próximos ou na margem de corpos d'água (Silvano *et al.* 2004; Da Silva *et al.* 2010), onde se reproduz em poças temporárias.

Dendropsophus minutus (Peters, 1871) é arborícola e noturna, que pode ser encontrada nas margens da floresta e clareiras (Lima *et al.*, 2006). Ocorre do norte da América do Sul até o Uruguai e Misiones, na Argentina, e da costa atlântica aos territórios do leste boliviano (Lutz, 1958). É encontrada em áreas abertas com gramíneas, próximas à margem de corpos d'água, áreas com vegetação herbácea imersa e áreas com vegetação herbáceo-arbustivas, próximas à margem d'água (Oliveira *et al.*, 2007). Reproduz-se principalmente durante a estação chuvosa (novembro a maio). Os machos vocalizam em arbustos suspensos sobre as poças e as fêmeas depositam cerca de 400 ovos, que ficam aderidos a plantas emergentes sobre as poças. As larvas eclodem e caem dentro da água para completar o desenvolvimento larval (Lima *et al.*, 2006).

Scinax ruber (Laurenti, 1768) é amplamente distribuída na América do Sul, ocorrendo no Peru, Equador, Colômbia, Guiana, Suriname, Guiana Francesa, leste do Panamá e Trinidad e Tobago (Lima *et al.* 2006). No Brasil ela é encontrada na Bacia Amazônica (Lima *et al.*, 2006). *Scinax ruber* é uma espécie arborícola, de hábito noturno, frequentemente encontrada em áreas antropizadas (Lima *et al.* 2006). Reproduz-se durante todo o ano, porém, com maior intensidade durante a estação chuvosa (novembro a maio), quando os machos vocalizam sobre galhos que ficam nas margens ou acima da água (Lima *et al.* 2006). A desova é composta por aproximadamente 600 ovos, que ficam aderidos à vegetação ou à margem de poças temporárias, onde os girinos se desenvolvem até completar a metamorfose (Lima *et al.*, 2006).

Como os nichos trófico e espacial estão entre os principais aspectos do nicho ecológico das espécies, este estudo traz informações sobre a ecologia trófica e espacial de três espécies de hilídeos (*Dendropsophus melanargyreus*, *D. minutus* e *Scinax ruber*) encontradas em sintopia, com o objetivo de verificar a utilização dos recursos trófico e espacial destas espécies, durante o seu período reprodutivo em um fragmento de floresta de terra firme na Amazônia Oriental. Para isso utilizamos diversas medidas e análises espaciais e tróficas, como: I) Análise da amplitude alimentar e espacial das espécies alvo; II) Verificar se as espécies compartilham os mesmos recursos tróficos; III) Descrever que tipos de micro-habitats são utilizados pelas espécies; IV) Verificar se as espécies utilizam diferentes tipos de poleiros como sítios de canto; V) Analisar se existe diferença na altura do poleiro e, ainda, na profundidade das poças utilizadas pelas espécies alvo; VI) Testar quais variáveis ambientais e estruturais do hábitat influenciam a abundância das espécies.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AmphibiaWeb: Information on amphibian biology and conservation. [web application]. 2016. Berkeley, California: AmphibiaWeb. Available: <http://amphibiaweb.org/>. (Accessed: Feb 5, 2016).

Bardier, C.; Canavero, A. & Maneyro, R. 2014. Temporal and Spatial Activity Patterns of Three Species in the *Leptodactylus fuscus* Group (Amphibia, Leptodactylidae). *South American Journal of Herpetology*, 9(2): 106–113.

Begon, M., Townsend C.R., Harper J.L. 2006. *Ecologia – de indivíduos a ecossistemas*. Ed. Artmed.

Blanco, A. 2009. Repartición de micro-hábitats y recursos tróficos entre especies de Bufonidae y Leiuperidae (Amphibia: Anura) en áreas con bosque seco tropical de la región Caribe-Colombia. Unpublished M.Sc. Dissertation. Universidad Nacional de Colombia, Colombia.

Caldwell, J. P. 1996. The evolution of myrmecophagy and its correlates in poison frogs (Family Dendrobatidae). *Journal of Zoology (London)* 240:75–101.

Cardoso A. J.; Andrade G. V.; Haddad C. F. B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 49: 241–249.

Davic, R. D. 1991. Ontogenetic shift in diet of *Desmognathus quadramaculatus*. *Journal of Herpetology*, 25: 108 – 111.

Da Silva, F.R.; Do Prado, V.H.; RossaFeres, D.C. 2010. Amphibia, Anura, Hylidae, *Dendropsophus melanargyreus* (Cope, 1887): Distribution extension, new state record and geographic distribution map. *CheckList*, 6(3): 402 - 404.

Díaz, N. F. & Valencia, J. 1985. Microhabitat utilization by two leptodactylid frogs in the Andes of central Chile. *Oecologia*, 66: 353-357.

Donnelly, M. A. & Guyer, C. 1994. Patterns of reproduction and habitat use in an assemblage of Neotropical hylid frogs. *Oecologia*, 98: 291-302.

Donnelly, M. A. 1991. Feeding patterns of the strawberry poison frog, *Dendrobates pumilio* (Anura: Dendrobatidae). *Copeia*, 1991: 723 – 730.

Duellman, W. E. & Trueb, L. 1994. *Biology of Amphibians*. Ed. Johns Hopkins, New York.

Duré, M. I. & Kehr, A. I. 2004. Influence of microhabitat on the trophic ecology of two leptodactylids from northeastern Argentina. *Herpetologica*, 60: 295-303.

Duré, M. I. & Kehr, A. I. 2001. Differential exploitation of trophic resources by two pseudid frogs from Corrientes, Argentina. *Journal of Herpetology*, 35: 340-343.

Frost, D. R. 2014. *Amphibian Species of the World: an Online Reference*. Version 6.0 (Date of access). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA.

Gordon, C. E. 2000. The coexistence of species. *Revista Chilena de Historia Natural* 73: 175 – 198.

Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology*, 22: p. 415-447.

Jiménez, R. & Bolaños, F. 2012. Use of food and spatial resources by two frogs of the genus *Dendropsophus* (Anura: Hylidae) from La Selva, Costa Rica. *Phyllomedusa*, 11(1): 51-62.

Lima, A.; Magnusson, W. E.; Menin, M.; Erdtmann, L. K.; Rodrigues, D. J.; Keller, C.; Hodi, W. 2006. *Guia de sapos da Reserva Adolpho Ducke – Amazonia Central*. Áttema Design Editorial, 168 p.

Lima, A. P. & Magnusson, W. E. 1998. Partitioning seasonal time: interacting among size, foraging activity and diet in leaf litter frogs. *Oecologia*, 116: 259-266.

Losos, J. B. 1995. Community evolution in Greater Antillean *Anolis* lizards: phylogenetic patterns and experimental tests. *Phil. Trans. Royal Soc. Lond. B Biol. Scien.* 349(1327): 69-75.

Luiselli, L.; Bikikoro, L.; Odegbune, E.; Wariboko, S. M.; Rugiero, L.; Akani, G. C.; Politano, E. 2004. Feeding relationships between sympatric Afrotropical tree frogs (genus *Hyperolius*): The effects of predator body size and season. *Animal Biology*, 54(3): 293-302.

Lutz, B. 1958. Anfíbios novos e raros das serras costeiras do Brasil. *Mem. Instituto Oswaldo Cruz*, 2: 373-399.

Maiorana, V. C. (1976). Predation, submergent behaviour, and tropical diversity. *Evolutionary Theory* 1: 157-177.

Martins, I. A.; Almeida, S. C. & Jim, J. 2006. Calling sites and acoustic partitioning in species of the *Hyla nana* and *rubicundula* groups (Anura, Hylidae). *Herpetological Journal*, 16: 239-247.

McDiarmid, R. W. 1994. Amphibian Diversity and Natural History: An Overview. In: Heyer WR, Donnelly MA, McDiarmid RW, Hayek LAC, Foster MS (eds) *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, USA. Pg. 5-16.

Muñoz-Guerrero, J.; Serrano, V. H. & Ramírez-Pinilla, M. P. 2007. Uso de microhábitat, dieta y tempo de actividad en cuatro especies simpátricas de ranas híldas neotropicales (Anura: Hylidae). *Caldasia*, 29: 413-425.

Oliveira, E. F.; Feio, R. N. & Matta, S. L. P. 2007. Aspectos reprodutivos de *Dendropsophus minutus* (Peters, 1872) no município de Viçosa, Minas Gerais. *Ceres*, 54(313): 230-238.

Pianka, E. R. 1981. Competition and niche theory. Pp 167-197 in R.M. May (ed.), *Theoretical Ecology—Principles and applications*. Oxford. Blackwell Scientific Publications.

Pianka, E. R. 1974. Niche overlap and diffuse competition. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 71: 2141-2145.

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

Polis, G. A. 1991. Food webs in desert communities: complexity via diversity and omnivory. Pp. 383–437. In G. Polis (Ed.), *The Ecology of Desert Communities*. The University of Arizona Press, Tucson, Arizona, U.S.A.

Polis, G. A.; Myers, C. A. & Holt, R. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20: 297–330.

Prado, G. M. & Pombal Jr., J. P. 2005. Distribuição espacial e temporal dos anuros em um brejo da reserva biológica de Duas Bocas, sudeste do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional*, 63(4): 685-705.

Pulliam, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, (3): 349-361.

Rossa-Feres, D. C. & Jim, J. 2001. Similaridade do sítio de vocalização em uma comunidades de anfíbios anuros na região noroeste do estado de São Paulo. Brasil. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilyan Journal Biology*. 18(2):439-454.

Schoener, T. W. 1974. Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11: 369-404.

Silvano, D.; Ramos, A. C.; Reynolds, R.; Hoogmoed, M. 2004. *Dendropsophus melanargyreus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version: 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on **17 February 2015**.

Toft, C. A. 1985. Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia*, 1985: 1-21.

Van Sluys, M. & Rocha, C. F. D. 1998. Feeding habits and microhabitat utilization by two syntopic Brazilian Amazonian frogs (*Hyla minuta* and *Pseudopaludicola* sp. (gr. *falcipes*)). *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4): 559-562.

Vasconcelos, T. S. & Rossa-Feres, D. C. 2008. Habitat heterogeneity and use of physical and acoustic space in anuran communities in southeastern Brazil. *Phyllomedusa*, 7: 125-140.

Vitt, L. J. & Caldwell, J. P. 2009. *Herpetology – An introductory biology of amphibians and reptiles*. 3^o Ed. Academic Press, San Diego: 697p.

Vitt, L. J.; Ávila-Pires, T. C. S.; Zani, P. A.; Espósito, M. C.; Sartorius, S. S. 2003. Life at the interface: ecology of *Prionodactylus oshaughnessyi* in the western Amazon and comparisons with *P. argulus* and *P. eigenmanni*. *Canadian Journal of Zoology*, 81: 302-312.

Zimmerman, B. L. & Simberloff, D. 1996. An historical interpretation of habitat use by frogs in a Central Amazonian forest. *Journal of Biogeography*, 23: 27-46.

Ecologia trófica e espacial de *Dendropsophus melanargyreus* (Cope, 1887), *D. minutus* (Peters, 1871) e *Scinax ruber* (Laurenti, 1768) (Anura: Hylidae) em um fragmento Florestal na Amazônia Oriental

Rafael de Assis Barros^{1,3} & Maria Cristina dos Santos – Costa².

¹Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Pará, Brasil

²Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados, Belém, Pará, Brasil

³E-mail para correspondência: rafaelbarros.ecol@gmail.com

Abstract

Three key factors determine the main niche of the species: diet, use of space and time. The trophic and spatial niche show an important role in the reproductive success of frog species than cohabit restricted environments as temporary ponds. The target species of this study are common in temporary ponds in areas of urban fragments located in the eastern Amazon region. With this, our main objective were analyse how three species of sintopics hylids, share the trophic and spatial resources among themselves, and what mechanisms are used to avoid potential competition. For this, we use different measures and diet analyses and habitat use, and test whether the species are sensitive to environmental and structural factors in ponds where they occur. None of the factors (diet, use of space, influence of environmental factors) was limiting to the coexistence of the species, due no there are negative interaction between them. The studied hylids utilized several strategies than help reduce overlap among the species, how the use of different microhabitats, perches at different heights, ponds with different depths, using different degrees of food importance to items shared by species and the use of unique food items of each specie. In addition, environmental and structural factors of microhabitats, influence directly the abundance of two of the species studied, regulating their population size and auxiliary in their reproductive period.

Key words: Hylid Amazon; habitat use; diet; overlap; coexistence.

Resumo

Três fatores essenciais determinam o nicho principal das espécies: dieta, uso do espaço e tempo. Os nichos trófico e espacial desempenham um importante papel para o sucesso reprodutivo das espécies de anuros que coabitam ambientes restritos como as poças temporárias. As espécies alvo deste estudo são comuns em poças temporárias em áreas de fragmentos urbanos localizado na região leste da Amazônia. Com isso, nosso objetivo principal foi analisar como três espécies de hilídeos sintópicos, partilham os recursos tróficos e espaciais entre si, e que mecanismos utilizam para evitar uma possível competição. Para isso, utilizamos diversas medidas e análises de dieta e uso de hábitat, além de testar se as espécies são sensíveis a fatores ambientais e estruturais dos corpos d'água onde elas ocorrem. Nenhum dos fatores analisados (dieta, uso do espaço, fatores ambientais) foi limitante para a coexistência das espécies, sendo que não houve qualquer interação negativa entre elas. Os hilídeos estudados utilizam diversas estratégias as quais contribuem para diminuir a sobreposição entre si, como o uso de micro-habitats diferenciados, poleiros em diferentes alturas, poças com profundidades distintas, utilização de diferentes graus de importância alimentar para itens compartilhados pelas espécies, bem como, o uso de itens alimentares exclusivos de cada espécie. Além disso, os fatores ambientais e estruturais dos micro-habitats, influenciam diretamente na abundância de duas das espécies estudadas, regulando seu tamanho populacional e auxiliando no seu período reprodutivo.

Palavras - chaves: Hilídeos amazônicos; uso de hábitat; dieta; sobreposição; coexistência.

INTRODUÇÃO

Nicho pode ser definido como um espaço multidimensional em que a distribuição e abundância das espécies são limitadas por um conjunto de fatores abióticos e bióticos (Pulliam, 2000), e é nesse espaço, limitado por esses diversos fatores, que as espécies vivem e se reproduzem (Hutchinson, 1957). Segundo Putman (1994), a posição de um organismo dentro de uma comunidade pode ser definida pela forma de utilização dos recursos e sua interação com outros organismos. O conhecimento do uso de hábitat, e de como este e outros recursos são particionados pelas espécies, é necessário para entender os fatores determinantes na distribuição e abundância dos organismos e, portanto, na organização da comunidade (Toft, 1985).

As dimensões espacial, temporal e trófica são as mais importantes do nicho ecológico (Pianka, 1973; Davic, 1991; Donnelly, 1991), sendo que a disponibilidade de recursos tróficos é um fator determinante na distribuição dos anfíbios (Duellman & Trueb, 1994; Vitt & Caldwell, 2009), assim como o uso do micro-habitat, que tem um papel importante na partição dos recursos (Muñoz-Guerrero *et al.* 2007). Fatores como a utilização diferencial do micro-habitat, apresentam um papel significativo na redução da competição atual ou potencial entre espécies relacionadas (Díaz & Valencia, 1985), assim como diferenças nos padrões de forrageamento, estratégias alimentares e período de atividade das espécies, que podem resultar em padrões distintos no uso dos recursos alimentares (Toft, 1985; Duré & Kehr, 2004; Solé & Peltz, 2007).

A ecologia trófica pode ser considerada um dos aspectos essenciais da história natural e um importante fator que ajuda a regular o tamanho populacional (Duellman & Trueb, 1994; Vitt & Caldwell, 2009). A maioria dos anuros são predadores generalistas de artrópodes e sua dieta depende apenas da disponibilidade de presas (Duellman & Trueb 1994). A grande variedade de presas na dieta dos anuros é influenciada por suas estratégias de forrageamento, assim como por fatores morfológicos, fisiológicos e comportamentais (Duellman & Trueb, 1994), bem como pela disponibilidade e qualidade das presas no hábitat (Toft, 1980; Galatti, 1992; Santana & Juncá, 2007). O tamanho das espécies ou indivíduos e mudanças ontogenéticas na dieta, também podem influenciar no processo de escolha das presas pelos anuros (Woolbright & Stewart, 1987; Lima & Moreira, 1993; Giaretta *et al.*, 1998).

A atividade reprodutiva dos anuros é fortemente influenciada por fatores exógenos como a precipitação e a temperatura do ar (Blair, 1961; Hoogmoed & Gorzula, 1979; Donnelly & Guyer, 1994). Em ambientes neotropicais sazonais, a ocorrência de duas estações bem definidas (seca e chuvosa), promove maior variação na distribuição temporal dos anuros (Afonso & Eterovick, 2007), sendo que o período reprodutivo de muitas espécies é tipicamente associado com o período chuvoso (Hoogmoed & Gorzula, 1979). Espécies que dependem de ambientes aquáticos para a reprodução, por exemplo, têm sua distribuição e abundância influenciadas pela disponibilidade de corpos d'água (McDiarmid, 1994; Zimmermann & Simberloff, 1996).

Muitos estudos mostram que os anuros utilizam poças temporárias em um padrão sazonal e que pode variar ao longo dos anos ou entre locais (Alford & Wilbur, 1985; Morin, 1987). Essa variação no uso do hábitat é importante, pois promove a partição dos recursos e reduz a sobreposição na dieta, permitindo a coexistência das espécies (Duellman & Trueb, 1994; Gordon, 2000; Vitt & Caldwell, 2009; Khanaposhtani *et al.*, 2012). Essas variações podem ser temporais ou espaciais em assembleias de anuros, favorecendo a coexistência de anuros sintópicos em poças reprodutivas (Blair, 1961; Bowker & Bowker, 1979; Crump 1971, 1974; Creusere & Whitford, 1976; Staton & Dixon, 1977; Hoogmoed & Gorzula, 1979; Werner & McCune, 1979).

Hylidae representa uma das maiores famílias de anuros do mundo e é constituída por aproximadamente 950 espécies, com distribuição nas Américas, Austrália/Papua-Nova Guiné e Eurásia, sendo 370 espécies encontradas somente no Brasil (Frost, 2015). Os hilídeos constituem uma ampla proporção da diversidade de anuros que apresentam estratificação vertical na vegetação. Isso é possível devido à presença de discos adesivos na ponta de seus dedos (exceto nos gêneros *Pseudis* e *Lysapus*, que são hilídeos aquáticos), os quais permitem a exploração da vegetação verticalmente (Cardoso *et al.*, 1989; Prado & Pombal Jr. 2005). Essa distribuição vertical diferenciada, esta correlacionada aos seus atributos fisiológicos e ambientais (Van Sluys & Rocha, 1998; Prado & Pombal Jr., 2005) e, por este motivo, são considerados bons modelos para estudos ecológicos.

Para entender qual o papel dos anuros nos ecossistemas tropicais é necessário avaliar onde as espécies habitam, de que forma utilizam o seu micro-habitat e a

importância da utilização dos diferentes tipos de presas, fornecendo subsídios para compreender o que leva as espécies a ocuparem novos nichos (Vitt *et al.*, 2003). Dentre os hilídeos com distribuição na área de estudo, três espécies são comumente encontradas partilhando o mesmo espaço em poças temporárias: *Dendropsophus melanargyreus*, *D. minutus* e *Scinax ruber*. Essas espécies podem ser encontradas na vegetação de borda da floresta ou em áreas abertas, utilizando poças temporárias como sítios reprodutivos durante o período chuvoso, geralmente à noite. *Dendropsophus melanargyreus* pode ser encontrada em florestas úmidas, utilizando folhas e galhos na margem dos corpos d'água (Da Silva *et al.* 2010; Silvano *et al.* 2004) e *D. minutus* pode ser encontrada nas margens de florestas e clareiras (Lima *et al.*, 2006) ou, ainda, em áreas abertas com gramíneas, vegetação herbácea ou vegetação herbáceo-arbustivas, próxima aos corpos d'água (Oliveira *et al.*, 2007). Já *Scinax ruber* ocupa diversos habitats de áreas abertas a florestas, e se reproduz em corpos d'água permanentes ou temporários (Duellman 1970; Cardoso & Sazima 1980; Pombal *et al.* 1995; Lima *et al.* 2006).

Assim, nosso objetivo principal foi analisar a utilização dos recursos trófico e espacial pelas espécies sintópicas *Dendropsophus melanargyreus*, *D. minutus* e *Scinax ruber*, durante o seu período reprodutivo em um fragmento de floresta de terra firme na Amazônia Oriental. Desta forma, pretendemos verificar quais habitat, substrato e itens alimentares as espécie estão utilizando e se há sobreposição nestas dimensões do nicho. Além disso, iremos verificar se as espécies estão tendo sua atividade associada com variáveis ambientais e estruturais das poças (temperatura e umidade do ar, precipitação, largura e comprimento da poça).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado no município de Santa Bárbara, no Parque Ecológico do Gunma (PEG) (01° 12'14.9"S/048° 18'08.6"O), à 50 km da capital, Belém, no estado do Pará (Figura 1). No PEG a vegetação predominante é floresta ombrófila densa de terra firme, possuindo também, florestas secundárias (capoeiras), igapós e várzeas (Almeida *et al.*, 2003). O parque faz parte da Planície Amazônica, com pouca declividade mesmo estando próximo aos cursos d'água, apresentando latossolos amarelos álicos,

concrecionário laterítico álico e gley pouco húmido (RADAMBRASIL, 1974). O PEG é cortado por ramais sem asfalto e pela rodovia PA – 391. O estudo foi realizado nos ramais que circundam o PEG, onde há formação de corpos d’água temporários, durante a estação chuvosa, sendo escolhido pela presença das espécies alvo deste estudo.

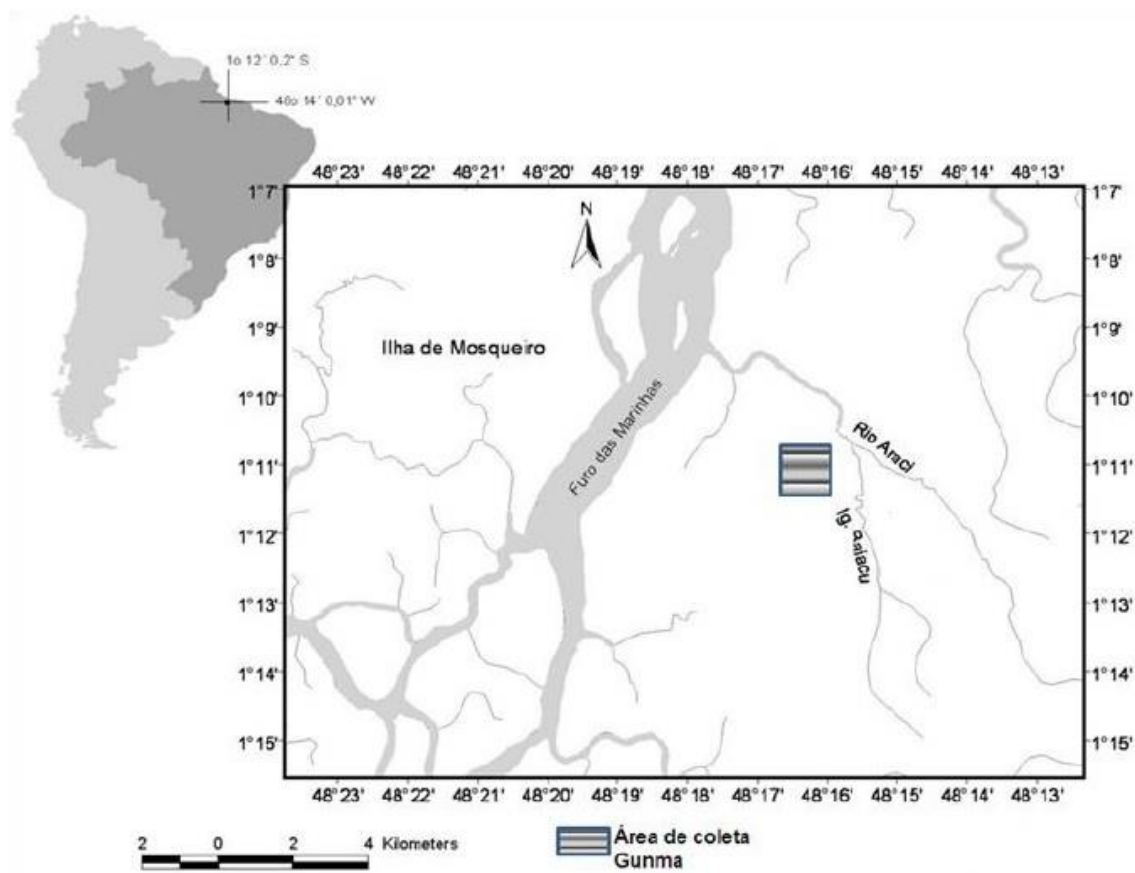


Figura 1: Localização do Parque Ecológico do Gunma no município de Santa Bárbara, Pará (mapa de Heriberto Figueira).

O clima na região é do tipo AFi – tropical úmido (classificação de Köppen) (SUDAM, 1984), com precipitação média anual de 2.658 mm (Albuquerque *et al.*, 2010). Apresenta uma estação chuvosa nos meses de dezembro a maio (média pluviométrica de 970.5 mm) e estação seca ocorrendo de junho a novembro (média pluviométrica de 358 mm) (Albuquerque *et al.*, 2010), sendo que em 2015 o período chuvoso se estendeu até o mês de junho, devido a forte influência do fenômeno EL Niño (INPE, 2015). A temperatura média anual do ar esta em torno de 27°C, apresentando mínima de 23°C e máxima de 34°C. A umidade relativa do ar apresenta média anual de 85% (CPTEC/INPE, 2013).

Coleta de dados

As pesquisas foram conduzidas no período noturno (das 18h00min às 23h00min) durante o período chuvoso (fevereiro a junho de 2015). Foram utilizadas trilhas pré-existentes em área aberta dentro do parque, e a unidade amostral foram as poças. As coletas foram realizadas nesse período, devido às espécies se reproduzirem durante a estação chuvosa, quando se encontram em maior abundância no ambiente, e quando podem ser localizadas com maior facilidade.

Foi amostrado um total de 100 poças, sendo 20 poças por mês. Nas poças foram realizadas buscas por indivíduos e, em seguida, foi realizada a caracterização da poça. As poças selecionadas (georreferenciadas com a ajuda de um GPS Garmim ®) estavam separadas por uma distância mínima de 20 metros, caracterizando independência entre elas. Poças com até um metro de distância uma da outra, foram consideradas uma única amostragem, devido às chuvas diárias provocarem o aumento das poças e unirem muitas delas.

Em cada poça foram registradas as seguintes informações: número de indivíduos por espécie, tipos de micro-habitat (Ver tabela 1), tipo de substrato em que a espécie foi encontrada (p.e. folha, galho/tronco), características do substrato utilizado pelo espécime (altura do poleiro, profundidade da poça), características estruturais das poças (comprimento, largura e profundidade), além do horário e data da coleta. As variáveis ambientais (temperatura do ar, umidade do ar e precipitação) foram coletadas no início da coleta, e posteriormente, a cada hora, durante o período de amostragem.

Alguns dos espécimes coletados (indivíduos adultos) foram mortos por superdosagem do anestésico xilocaína, e posteriormente fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%. Os conteúdos estomacais e intestinais foram removidos, triados e identificados com auxílio de uma lupa estereoscópica, literatura especializada e através da consulta de especialistas, até o menor nível taxonômico possível. Posteriormente, os itens encontrados foram pesados em uma balança analítica de precisão 0,0001g e acondicionados em álcool 90%.

Categorias de Micro-habitat

Para avaliar a amplitude espacial de cada espécie e, ainda, o grau de sobreposição espacial entre as espécies, cada poça foi caracterizada de acordo com a localização em relação à borda da floresta. Sendo assim, cada indivíduo amostrado foi registrado conforme o local de encontro (Tabela 1):

Tabela 1 – Caracterização das poças utilizadas pelos anuros no Parque Ecológico de Gunma, Santa Bárbara, Brasil.

Categoria	Caracterização das poças	Sigla
I	Poça na borda da floresta	PBF
II	Poça distante da borda da floresta (> 3m da borda)	PDF
III	Poça em área aberta	PAB
IV	Gramíneas ou vegetação herbácea próximas da poça	GHP
V	Gramíneas ou vegetação herbácea distante da poça (> 3m)	GHD
VI	Vegetação arbustiva próxima da poça	VAP
VI	Vegetação arbustiva distante da poça (> 3m)	VAD

Uso de Substrato

Para analisar os locais utilizados como substrato pelas espécies, foi caracterizado o sítio de vocalização utilizado pelo anuro encontrado, sendo: (I) tipo de substrato (folha, galho/tronco); (II) altura do poleiro; e (III) profundidade da poça.

Variáveis ambientais e estruturais

Para verificar a influência das variáveis ambientais selecionadas, assim como, de algumas características estruturais do hábitat, foram escolhidas as seguintes variáveis: a) Comprimento e Largura da poça (metros) foram medidos com a ajuda de uma fita métrica; b) Temperatura e umidade do ar: foram obtidas com a utilização de um termo-higrômetro digital (Impac ®) com precisão de 0,1° e 1%; c) Precipitação diária (em milímetros): obtidas através do site do INPE, para as datas e horários das coletas realizadas.

Análise dos dados:

Dieta

Para avaliar a contribuição dos itens alimentares na dieta de cada espécie foi utilizado o índice de frequência de ocorrência (FOi) (Hynes, 1950), no qual é verificado o número de estômagos que contêm tal presa em relação ao número total de estômagos com algum item alimentar, obtida através da equação:

$$FOi = \frac{fi}{n} * 100$$

Onde: FOi é a frequência de ocorrência do item i; fi é o número de estômagos contendo a presa i; N é o número total de estômagos analisados.

O Índice de Importância Alimentar (IAi) (adaptado de Kawakami & Vazzoler, 1980), foi calculado para verificar qual item foi mais representativo na dieta de cada espécie:

$$IAi = \frac{FOi\% * P\%}{\sum FOi\% * P\%} * 100$$

Onde: IAi é o índice de importância alimentar; FO% é a porcentagem de frequência de ocorrência do item i; P% é a frequência de peso do item i.

Amplitude de Nicho

A análise de amplitude de nicho foi realizada através do índice de amplitude de Levins (1968), utilizado para calcular a amplitude trófica e espacial das espécies analisadas. Este índice possui a seguinte equação:

$$B = 1 / \left[\sum p^2 \right]$$

Onde:

B = é a medida de Levins da amplitude de nicho;

P_j = proporção de itens (dieta/espaco) que são da categoria J (estimada pelo número de ocorrência de cada item / número total de itens). B varia de 1 a n, sendo n o número total de itens.

Desta forma B é máximo quando os mesmos números de indivíduos ocorrerem para cada categoria de item identificado e, portanto, B mínimo significa que todos os indivíduos estão dentro de apenas uma categoria de item. Por fim, foi utilizado um modelo de regressão linear simples, para testar a relação entre a abundância das espécies e amplitude do nicho trófico e espacial.

Análise de Sobreposição

Para avaliar se as espécies apresentaram sobreposição na dieta ou no uso do espaço, foi realizado o teste de sobreposição nicho proposto por Schoener (1971), através da equação:

$$P_{jkm} = \left[\sum_n (\text{mínimo } p_{ij}, p_{ik}, p_{im}) \right] * 100$$

Onde:

P_{jkm} = percentual de sobreposição entre as espécies j, k e m;

p_{ij} , p_{ik} , p_{im} = proporção do recurso i (trófico ou espacial) em relação a todos os recursos utilizados pelas espécies j, k e m;

n = número de recursos utilizados.

Este índice é medido em porcentagem e varia de 0 a 100%. Quanto mais próximo de 100% for o valor obtido, maior será a sobreposição e mais similar será a utilização dos recursos entre as espécies. Já quanto mais próximo de 0% for o resultado, menor será a sobreposição, e menos similar será a utilização destes recursos.

Uso de Micro-habitat

Para verificar se houve diferença significativa nos tipos de micro-habitats utilizados pelas três espécies, foi utilizado o teste qui-quadrado (X^2).

Uso de Substrato

Para verificar como cada espécie utilizou os diferentes tipos de substratos, foi utilizado o teste qui-quadrado (X^2). Para testar se houve diferença na altura do poleiro utilizado pelas espécies, foi utilizado o teste não-paramétrico Kruskal – Wallis (H), após os dados não terem sido considerados homogêneos. A profundidade da poça utilizada pelas espécies foi comparada através de uma análise de variância (ANOVA – one way). Para evidenciar a diferença na profundidade das poças utilizadas, foi realizado o Teste de Tukey à *posteriori*. As análises foram realizadas nos programas Statistica 7 e Ecosim 7.

Fatores ambientais e estruturais do hábitat

Utilizamos uma tabela de correlação para pares de variáveis abióticas e estruturais do hábitat para criar uma matriz de correlação, e assim obter as variáveis intercorrelacionadas. As correlações foram consideradas significativas quando o $p < 0,05$. As variáveis incluídas nesta análise foram temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), umidade do ar (%), taxa de precipitação por hora (mm/h), comprimento e largura da poça (m). Posteriormente as variáveis não correlacionadas foram utilizadas em uma análise de Regressão Múltipla, correlacionando a abundância de cada espécie (variável dependente) com as variáveis ambientais e estruturais (variável independente) restantes.

RESULTADOS:

Ao todo foram observados 202 indivíduos durante o período de amostragem, sendo 85 indivíduos de *Dendropsophus minutus*, 68 de *Scinax ruber* e 49 de *D. melanargyreus*. Contudo, para as análises de dieta, foram coletados apenas 144 espécimes, sendo 58 indivíduos de *Dendropsophus minutus*, 51 de *Scinax ruber* e 35 de *D. melanargyreus*. Destes, 17 estômagos estavam vazios em *D. minutus*, 15 em *D.*

melanargyreus e oito em *S. ruber*. Foram registradas sete categorias de presas para *D. melanargyreus*, 10 categorias para *D. minutus*, e 14 para *S. ruber*. Coleoptera e Acari foram os itens mais frequentes (FO% - 27% e 22%, respectivamente) na dieta de *Dendropsophus melanargyreus*. Para *Dendropsophus minutus*, Diptera e Coleoptera foram os itens mais frequentes (FO% - 21% e 17%, respectivamente). Por fim, Coleoptera e Formicidae foram os itens mais frequentes na dieta de *Scinax ruber* (FO% - 26% e 12%, respectivamente) (Tabela 2).

Tabela 2 – Frequência de Ocorrência (FO%) e Índice de Importância Alimentar (IA%) para *D. melanargyreus* (D.mel), *Dendropsophus minutus* (D.min) e *Scinax ruber* (S.rub) do Parque Ecológico do Gunma, Santa Bárbara – Pará – Brasil.

	<u>D.mel (n = 38)</u>		<u>D.min (n = 51)</u>		<u>S.rub (n = 58)</u>	
	Fo%	Ia%	Fo%	Ia%	Fo%	Ia %
ARACHNIDA						
Acari	22.22%	0.02%	0.00%	0.00%	4.00%	0.01%
Araneae	11.11%	43.33%	3.57%	4.22%	8.00%	0.32%
INSECTA						
Apoidea	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	2.00%	0.12%
Blattaria	11.11%	11.50%	10.71%	27.79%	10.00%	43.24%
Coleoptera	27.78%	42.44%	17.90%	7.50%	26.00%	46.01%
Dermaptera	0.00%	0.00%	3.57%	0.01%	0.00%	0.00%
Díptera	0.00%	0.00%	21.43%	0.02%	4.00%	0.01%
Homoptera	0.00%	0.00%	7.14%	5.86%	2.00%	0.09%
Heteroptera	5.56%	0.09%	3.57%	0.00%	2.00%	0.34%
Lepidoptera (larva)	0.00%	0.00%	14.29%	54.42%	6.00%	0.12%
Lepidoptera	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	4.00%	0.74%
Orthoptera	11.11%	2.39%	3.57%	0.15%	6.00%	4.31%
Formicidae	11.11%	0.24%	14.29%	0.04%	12.00%	3.37%
Hymenoptera sp.	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	6.00%	0.02%
Vespidae	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	8.00%	1.30%

As presas mais importantes registradas na dieta de *D. melanargyreus* foram Araneae (IA – 43%) e Coleoptera (IA - 42%); em *D. minutus* foram Lepidoptera (larva) (IA – 54%) e Blattaria (IA – 27%) e *Scinax ruber* apresentou Coleoptera (IA – 46%) e Blattaria (IA – 43%) (Tabela 2). Tanto *S. ruber* quanto *D. minutus* apresentaram uma dieta generalista com elevada amplitude de nicho trófico (B = 8,064 e B = 7,031, respectivamente). Porém, *D. melanargyreus* apresentou uma dieta reduzida a poucos

itens, tendo a mais baixa amplitude trófica ($B = 5,586$) dentre as espécies estudadas. Houve ainda elevada sobreposição trófica entre as espécies ($O = 0,73$).

Em relação aos tipos de micro-habitats utilizados pelas três espécies, observamos que houve diferença significativa na utilização deste recurso entre as espécies ($X^2 = 103.533$; $df = 12$; $p < 0.001$). *Dendropsophus melanargyreus* foi observada mais frequentemente em poças em área aberta ($PAB = 30\%$), seguidas por poças na borda da floresta com vegetação arbórea ($PBF = 29\%$ e $VAP = 27\%$, respectivamente). *Dendropsophus minutus* utilizou mais frequentemente poças distantes da floresta com vegetação herbácea próxima das poças ($VHP = 34\%$; $PDF = 30\%$). Por fim, *Scinax ruber* teve maior ocorrência em poças distantes da floresta com vegetação arbórea nas poças ($PDF = 28\%$; $VAP = 24\%$) (Figura 2).

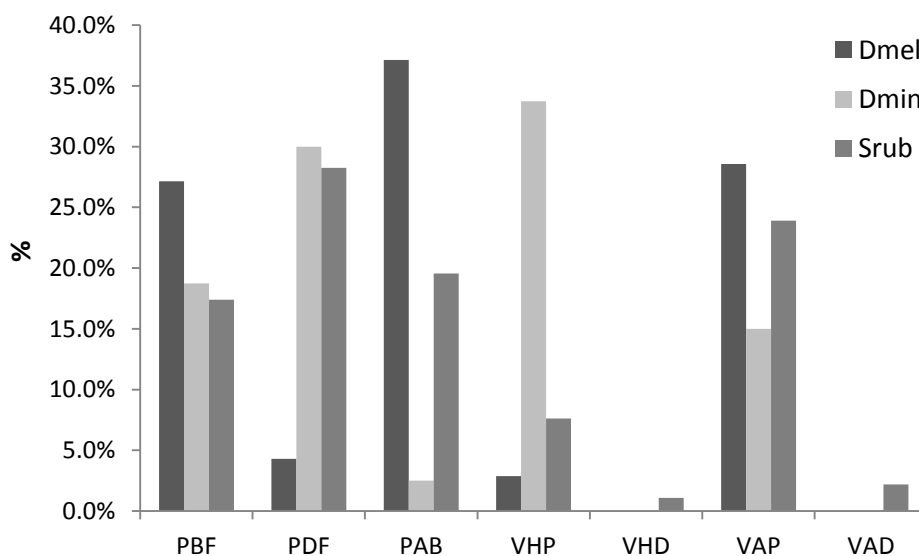


Figura 2 – Porcentagem de utilização de cada micro-habitat por *Scinax ruber*, *Dendropsophus minutus* e *D. melanargyreus*. Siglas: PBF – poça na borda da floresta; PDF – poça distante da floresta; PAB – poça em área aberta; VHP – vegetação herbácea na poça; VHD – vegetação herbácea distante de poça; VAP – vegetação arbórea na poça; VAD – vegetação arbórea distante da poça.

Scinax ruber apresentou elevada amplitude espacial ($B = 4,638$), ocorrendo em todos os tipos de micro-habitats amostrados, enquanto *Dendropsophus minutus* teve uma amplitude espacial mediana ($B = 3,882$) e *D. melanargyreus* teve a menor

amplitude espacial das três espécies ($B = 3,190$). Observamos ainda, que houve sobreposição espacial entre as três espécies ($P = 0,80$). Por fim, a abundância das espécies não exerceu influência sobre a amplitude espacial observada ($R^2 = 0.0439$; $p = 0,866$).

Não houve diferença significativa quanto ao tipo de poleiro utilizado pelas espécies ($X^2 = 26.400$; $df = 6$; $p = 0.191$). *Dendropsophus melanargyreus* utilizou primariamente galho/tronco (95%) como substrato, assim como *Scinax ruber* (63%). No entanto, *D. minutus* utilizou principalmente as folhas (76%) (Figura 3).

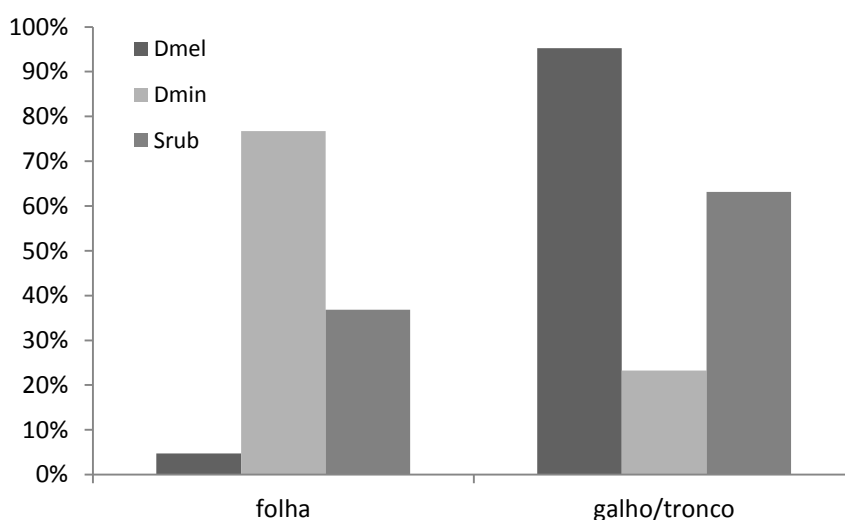


Figura 3: Tipo de poleiro utilizado pelas espécies (Siglas: Dmel -*Dendropsophus melanargyreus*, Dmin - *D.minutus* e Srub - *Scinax ruber*).

Houve segregação na altura do poleiro utilizado pelas espécies ($H = 20,653$, $p < 0,001$). *Dendropsophus melanargyreus*, utilizou poleiros com alturas que variaram de 0,40 m a 2,60 m de altura, enquanto, *D. minutus* utilizou poleiros com altura variando de 0,03 m a 1,8 m. Por fim, *Scinax ruber* utilizou poleiros com alturas entre 0,0 m a 3,50 m de altura. Em média, *D. melanargyreus* utilizou poleiros mais altos que *D. minutus* ($p < 0,001$) e que *S. ruber* ($p < 0,001$). No entanto, *S. ruber* e *D. minutus* não diferiram significativamente na altura do poleiro utilizado ($p = 0,779$) (Figura 4 - A).

Também houve segregação na profundidade das poças utilizadas pelas espécies ($F = 8.9890$, $p < 0.001$). *Dendropsophus melanargyreus* utilizou poças com profundidade variando de 6,0 cm a 16,8 cm, enquanto, *D. minutus* utilizou poças com

profundidade entre 3,1 cm a 22,0 cm. *Scinax ruber* utilizou poças com profundidade variando entre 2,0 cm a 22,0 cm. Com isso, em média *D. melanargyreus* utilizou poças mais profundas que *Scinax ruber* ($p < 0,001$), assim com *D. minutus* que também foi encontrado em poças mais profundas que *Scinax ruber* ($p < 0,001$). No entanto, *D. melanargyreus* e *D. minutus* não diferiram significativamente ($p = 0,245$) (Figura 4 - B).

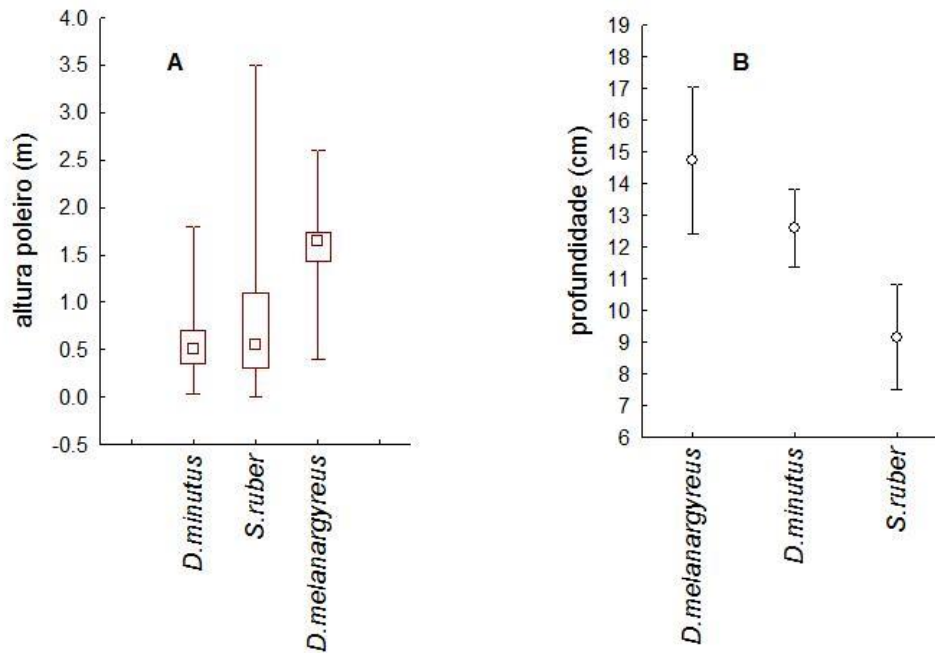


Figura 4: Uso do substrato por *Dendropsophus melanargyreus*, *D. minutus* e *Scinax ruber* no Parque ecológico do Gunma, município de Santa Bárbara, Pará, Brasil. A) Altura do poleiro; B) profundidade das poças utilizadas pelas espécies.

Dentre as variáveis ambientais analisadas, houve forte correlação entre: comprimento e largura da poça; largura da poça e umidade do ar; e comprimento da poça e precipitação ($p > 0,05$ em ambas). Sendo assim, as variáveis “largura da poça” e “precipitação” foram excluídas da análise de regressão múltipla (Tabela 3).

O modelo de regressão múltipla explicou apenas a variação na abundância de *D. minutus* (Tabela 4). Fatores como “comprimento da poça” e “temperatura do ar” apresentaram um efeito positivo sobre a abundância de *D. minutus* (Figuras 5A e 5B,

respectivamente). Para *S. ruber*, foi observado um efeito significativo da “umidade do ar”, que apresentou uma relação negativa com a abundância da espécie (Figura 5C).

Tabela 3: Análise de Correlação das variáveis ambientais coletadas no Parque Ecológico do Gunma, Santa Bárbara, Pará, Brasil. Variáveis: CP – Comprimento da poça; LP – Largura da poça; PC – Precipitação; TA – Temperatura do ar; UA – Umidade do ar. Valores de correlação significativos são apresentados em itálico.

	CP	LP	PC	TA	UA
CP	1	<i>0.51</i>	<i>0.21</i>	0.02	-0.13
LP	<i>0.51</i>	1	-0.02	-0.17	-0.22
PC	<i>0.21</i>	-0.02	1	-0.11	0.09
TA	0.02	-0.17	-0.11	1	0.11
UA	-0.13	-0.22	0.09	0.11	1

Tabela 4: Resultados derivados do modelo de Regressão múltipla e probabilidades associadas com os efeitos de cada variável sobre a abundância de cada espécie. Siglas: C.P. = comprimento da poça; T.A. = temperatura do ar; U.A. = umidade do ar; p = probabilidade. Valores significativos são apresentados em itálico.

Espécie	C.P.	T.A.	U.A.	R ²	F	P
<i>Dendropsophus melanargyreus</i>	-0.110	0.062	-0.070	0.017	F(3;96) = 0.579	0.629
	p = 0.232	p = 0.539	p = 0.492			
<i>Dendropsophus minutus</i>	0.233	0.219	0.111	0.115	F(3;96) = 4.168	0.008
	p = <i>0.018</i>	p = <i>0.025</i>	p = 0.253			
<i>Scinax ruber</i>	0.004	0.091	-0.245	0.064	F(3;96) = 2.196	0.093
	p = 0.961	p = 0.357	p = <i>0.016</i>			

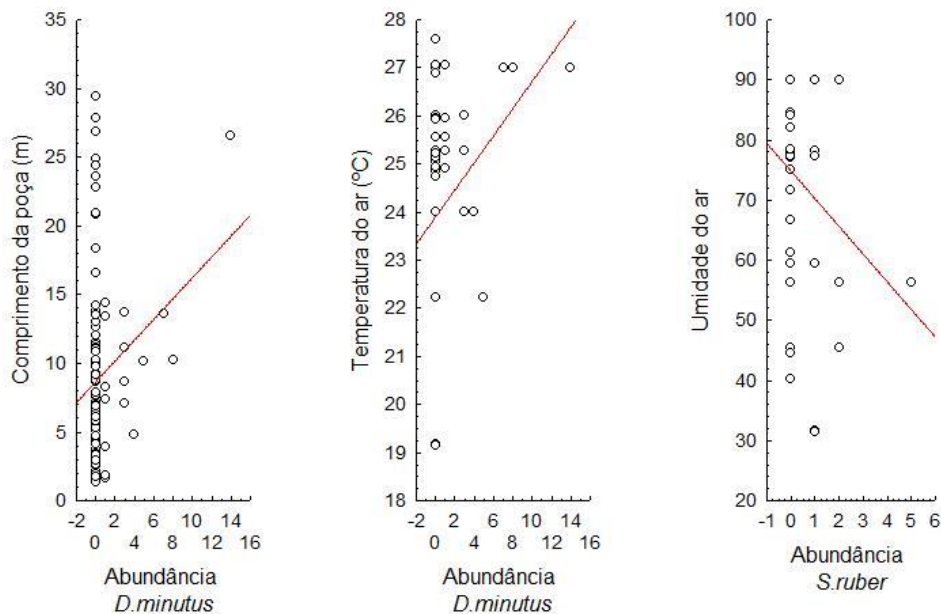


Figura 5: Efeito do Comprimento da poça sobre *D. minutus* (A); Temperatura do ar sobre *D. minutus* (B); C - Umidade do ar sobre *S. ruber* (C).

Discussão:

Dieta

Dendropsophus melanargyreus, *D. minutus* e *Scinax ruber* apresentaram uma grande riqueza de itens na dieta, sendo consideradas generalistas em artrópodes. A grande quantidade de tipos diferentes de presas na dieta dos anuros pode ser resultado das suas estratégias de forrageamento, assim como da disponibilidade de presas no hábitat (Toft, 1980; Duellman & Trueb, 1994; Santana & Juncá, 2007). A disponibilidade de presas não foi avaliada neste trabalho, porém, ambientes tropicais apresentam uma enorme diversidade e abundância de artrópodes (Vasconcelos, 1990; Silva, 2004), e possivelmente não seja um fator limitante para os anuros aqui analisados.

Dendropsophus minutus apresentou Diptera e Coleoptera, respectivamente, como itens mais frequentes na dieta, resultados semelhantes foram observados por Menin *et al.*(2005) e Macale *et al.*(2008), em duas espécies de hílídeos (*Dendropsophus*

nanus e *D. sanborni*). Já *D. melanargyreus* utilizou com maior frequência Coleoptera e Acari. Acari é comumente encontrado na dieta de diversos anuros, sendo fortemente relacionado com o tamanho da espécie (geralmente espécies menores), onde teria maior importância alimentar (Forti *et al.*, 2011; Santos – Pereira *et al.*, 2015). Por fim, *Scinax ruber* teve altos valores de Coleoptera e Formicidae, respectivamente, corroborando com os resultados de Duré (1999), onde Coleoptera foi um item bastante representativo na dieta de *Scinax nasica* e *S. acuminata*, no noroeste da Argentina.

Apesar da alta sobreposição no uso de presas entre as três espécies alvo desse trabalho, elas utilizaram os recursos disponíveis nas poças de forma diferenciada. Observamos nesse estudo, que cada espécie utiliza duas categorias de presas como principais fontes alimentares. Dessa forma, Araneae e Coleoptera foram as presas que mais contribuíram para a dieta de *Dendropsophus melanargyreus*, Lepidoptera (larva) e Blattaria na dieta de *D. minutus*, Blattaria e Coleoptera na dieta de *Scinax ruber*. Méndez – Narváez *et al.* (2014) também observou que Araneae e Lepidoptera (larva) foram os itens mais importantes na dieta de *Dendropsophus columbianus*, demonstrando que a seleção destes itens pode ser comum entre as espécies do gênero *Dendropsophus*. Portanto, mesmo havendo alta sobreposição na dieta dessas espécies, quando consideramos apenas as principais categorias de presas, é possível observar o uso diferenciado dos recursos, permitindo que as espécies coexistam nas mesmas poças. Além disso, em assembleias naturais de anfíbios, a competição por alimento parece ser um evento raro (Kuzmin, 1995), o que também favoreceria o compartilhamento de diversos itens alimentares entre as espécies estudadas.

Dentre o conjunto de artrópodes utilizados por *Dendropsophus minutus*, *D. melanargyreus* e *Scinax ruber* as presas que mais contribuíram para a dieta apresentam alto valor nutricional, como Coleoptera, Araneae, Lepidoptera (larva) e Blattaria (Redford & Dorea, 1984; Marconi *et al.*, 2002). Coleoptera foi o item mais importante na dieta de *Scinax ruber*, e segundo item em importância, na dieta de *D. melanargyreus*. Por serem presas relativamente fáceis de capturar, nutritivos e oferecerem pouco perigo de injúria, os besouros são muito utilizados por diferentes grupos de anuros, inclusive os hilídeos (Parmalee, 1999, Santana & Juncá, 2007, Silva, 2011).

Dendropsophus minutus foi a única espécie a se alimentar de insetos da ordem Dermaptera, enquanto *Scinax ruber* se alimentou de Apoidea, Hymenoptera sp.,

Lepidoptera (larva) e Vespidae, itens ausentes na dieta das demais espécies. Diferenças nos padrões de forrageamento e estratégias alimentares podem resultar em padrões diferenciados no uso dos recursos alimentares entre as espécies (Toft, 1985; Duré & Kehr, 2004; Solé & Peltz, 2007). Além disso, diferenças detectadas em dimensões como ocorrência sazonal e volumes das presas consumidas, podem promover uma grande variação na dieta das espécies (Menin *et al.*, 2005), permitindo sua coexistência em um mesmo nicho.

Scinax ruber e *Dendropsophus minutus* apresentaram elevada amplitude trófica, alimentando-se de uma grande variedade de artrópodes e sendo considerados generalistas quanto à dieta. Segundo Duellmann & Trueb (1986), a dieta de anfíbios generalistas é influenciada pela disponibilidade de presas. Por outro lado, Jiménez & Bolaños (2012) defendem que a estrutura da vegetação também contribui para o aumento do consumo de presas. Dessa forma, o fato de *D. melanargyreus* apresentar nesse estudo, uma dieta composta por um número menor de itens alimentares, pode ser explicado pelo baixo número de espécimes analisados.

Jiménez & Bolaños (2012) sugerem que a grande porcentagem de estômagos vazios e poucas presas consumidas por *Dendropsophus phlebodes* e *D. ebraccatus* durante o seu período reprodutivo, indicam que ambas as espécies estão focadas primeiramente na atividade reprodutiva que na alimentação. Da mesma forma, Menin *et al.* (2005) sugerem que a grande porcentagem de estômagos vazios em *Dendropsophus sanborni* e *D. nanus*, em estudo realizado no sudeste brasileiro, esteja relacionada a diferenças no tempo de alimentação, onde os machos de *D. sanborni* se alimentam após a atividade reprodutiva ou alternando noites de alimentação com noites de reprodução, enquanto, *D. nanus* se alimenta após o início da atividade reprodutiva. Os resultados obtidos por Menin *et al.* (2005) e Jiménez & Bolaños (2012) poderiam explicar o porquê de *D. melanargyreus* e *D. minutus* terem apresentado um elevado número de estômagos vazios, no presente estudo.

Em relação ao uso do micro-habitat, observamos que as espécies apresentaram comportamento distinto na ocupação das poças, onde *D. melanargyreus* ocupou a vegetação arbórea próxima aos corpos d'água em locais de área aberta, assim como na borda da floresta. Por outro lado, *D. minutus* foi observado com maior frequência, utilizando a vegetação herbácea em corpos d'água distantes da borda. Já *Scinax ruber*

utilizou primeiramente a vegetação arbórea em poças distante da floresta. Menin *et al.* (2005) observaram que a estrutura da vegetação teve grande influência na utilização dos recursos entre duas espécies de hilídeos que ocorrem em simpatria. Além disso, diferenças no uso dos recursos espaciais em um micro-habitat com uma vegetação estruturalmente diversa, é um importante fator que permite a coexistência dos anuros (Jiménez & Bolaños, 2012).

Quanto à amplitude espacial, *Scinax ruber* foi a espécie que se mostrou mais generalista no uso do espaço, enquanto, *Dendropsophus melanargyreus* e *D. minutus* tiveram sua distribuição espacial limitadas quase que exclusivamente aos locais com corpos d'água e vegetação arbórea e herbácea, respectivamente. Segundo, Heyer & Bellin (1973), espécies que vivem em ambientes perturbados e pouco estáveis tendem a apresentar nichos amplos, contudo, a elevada abundância de uma espécie pode levar ao aumento do uso de diferentes tipos de micro-habitats, conseqüentemente aumentando sua amplitude espacial (Galdino *et al.*, 2008). Sendo assim, em ambientes onde as condições e a disponibilidade de recursos são imprevisíveis e variáveis (p.e. em poças temporárias), nenhum organismo pode tornar-se demasiadamente especialista (Putman, 1994).

Dendropsophus minutus utilizou folhas de herbáceas como principal poleiro, enquanto que para *D. melanargyreus* e *Scinax ruber* o poleiro mais utilizado foi galho/tronco. A utilização de poleiros pode variar dentro dos gêneros, como observado neste trabalho. Já *Dendropsophus phlebodes* e *D. ebraccatus* foram observadas utilizando apenas folhas como poleiro (Jiménez & Bolaños, 2012), corroborando o resultado encontrado para *D. minutus*. *Scinax ruber* também corroborou os resultados observados por Galdino *et al.* (2008), onde *Scinax aff. perereca* foi observada utilizando diversos poleiros, entre eles arbustos e troncos mortos.

Houve segregação na altura do poleiro utilizado por algumas espécies, sendo que *Dendropsophus melanargyreus* utilizou poleiros mais elevados que *D. minutus* e que *Scinax ruber*, corroborando o resultado de outros trabalhos que analisaram a distribuição vertical de hilídeos arborícolas (Rossa-Feres & Jim, 2001; Menin *et al.*, 2005; Muñoz – Guerrero *et al.*, 2007; Jiménez & Bolaños, 2012). Muñoz-Guerrero *et al.* (2007) sugerem que a altura do poleiro seja um importante fator na segregação de anuros de mesmo tamanho corporal, assim como, Jiménez & Bolaños (2012) que

defendem que a altura do poleiro tem grande importância na partição dos recursos entre espécies de anuros similares. Nesse estudo, confirmamos a importância da segregação vertical na distribuição espacial de anuros hilídeos que ocorrem em simpatria, permitindo sua coexistência.

Dendropsophus minutus e *Scinax ruber* não diferiram significativamente em relação à altura do poleiro utilizado. No entanto, foram encontradas utilizando diferentes substratos, o que pode ter promovido à segregação espacial destas espécies. Donnelly & Guyer (1994) observaram resultados semelhantes entre duas espécies de hilídeos. No entanto, segundo os mesmos autores, elas evitaram a competição utilizando os poleiros em períodos diferentes. O uso diferencial dos recursos pode ser interpretado como um mecanismo para evitar a competição entre espécies que coexistem (Cardoso *et al.*, 1989).

Em relação à profundidade das poças utilizadas, *Dendropsophus melanargyreus* e *D. minutus* foram observadas utilizando poças mais profundas que *Scinax ruber*, demonstrando que a profundidade das poças também é um importante fator que auxilia na distribuição espacial dessas espécies. Segundo Muñoz – Guerrero *et al.* (2007), o nível do corpo d'água está diretamente relacionado com a atividade e reprodução das espécies de hilídeos. Por outro lado, *Dendropsophus melanargyreus* e *D. minutus* não diferiram na utilização deste recurso, corroborando Jiménez & Bolaños (2012), que também não encontraram qualquer diferença em relação à profundidade das poças utilizadas por duas espécies de hilídeos. *Dendropsophus melanargyreus* e *D. minutus* utilizaram outros recursos de forma diferenciada, como altura do poleiro e tipo de substrato e, talvez, estas diferenças sejam suficientes para evitar a sobreposição espacial dessas espécies, conforme observado em alguns estudos, onde o grau de sobreposição no uso dos recursos variou entre algumas espécies sintópicas de anuros (Bowker & Bowker 1979; Etges 1987; Heyer *et al.*, 1990).

A sobreposição espacial, observada entre as espécies analisadas neste estudo, foi relativamente alta. No entanto, não foi observada qualquer interação competitiva por recursos espaciais entre elas. Este resultado pode ser explicado pelo uso diferenciado de cada micro-habitat, assim como pela segregação na altura do poleiro e na profundidade das poças utilizadas e, ainda, pelo uso diferenciado dos tipos de poleiro. Donnelly & Guyer (1994) observaram que algumas espécies encontradas se sobrepondo amplamente

no tempo e espaço, evitaram a competição entre si, diferindo no uso do substrato e na fenologia. Outros estudos por vez observaram que fatores como a ampla disponibilidade de alimento (Mac Nally 1983), diferenças no uso do micro-habitat (Díaz & Valencia 1985; Vitt *et al.*, 2000) e, ainda, na estrutura dos habitats (McAlpine & Dilworth 1989), promovem a coexistência das espécies.

Com relação à influência das variáveis ambientais e estruturais sobre as três espécies de hilídeos analisadas, observamos que *Dendropsophus minutus* foi influenciada tanto pelo comprimento das poças, como pela variação na temperatura do ar, enquanto, *Scinax ruber* teve sua abundância influenciada pela umidade do ar. Somente *D. melanargyreus* não apresentou resposta a nenhuma das variáveis analisadas, o que pode ter sido resultado da baixa abundância dessa espécie ao longo do estudo. Vasconcelos & Rossa – Feres (2008), observaram que *D. minutus* e *D. sanborni* foram encontradas em poças maiores utilizando poleiros em plantas altas. Por outro lado, Melo *et al.* (2007) observaram que *D. minutus* se apresentou com maior abundância nos meses mais quentes do ano, estando significativamente correlacionada com a temperatura do ar e da água. A temperatura é um dos fatores abióticos conhecidos por influenciarem a reprodução dos anuros (Donnelly & Guyer, 1994), sendo considerado um fator determinante na atividade reprodutiva dos anfíbios, já que são organismos sensíveis a variação na temperatura (Feder & Burggren, 1992). *Scinax ruber* teve sua abundância influenciada pela umidade do ar, diferindo do resultado de Bardier *et al.* (2014), onde não houve qualquer relação entre a atividade das espécies de leptodactilídeos no Uruguai com a umidade relativa. Segundo Prado & Pombal Jr. (2005), fatores como a umidade estão relacionados com a distribuição vertical das espécies de hilídeos, indicando diferenças fisiológicas como a tolerância a temperatura e perda de água, que podem refletir na seleção de microambientes.

Conclusão:

Nenhum dos fatores analisados (dieta, uso do espaço, fatores ambientais) foi limitante para a coexistência das espécies, uma vez que apesar da grande sobreposição trófica e espacial observada, não houve qualquer interação negativa entre as espécies.

Os anuros estudados utilizam-se de diversas estratégias as quais contribuem para diminuir a competição entre as espécies, como o uso de diferentes micro-habitats, poleiros em diferentes alturas, poças com profundidades distintas, utilização de diferentes graus de importância alimentar para itens compartilhados pelas espécies, bem como, o uso de itens alimentares exclusivos de cada espécie.

Os fatores ambientais e estruturais influenciam diretamente na abundância de duas das espécies estudadas, regulando seu tamanho populacional e auxiliando no seu período reprodutivo, tendo em vista que todas as variáveis que influenciaram alguma das espécies são influenciadas pelo período chuvoso (temperatura do ar, umidade do ar e comprimento das poças). As espécies utilizam essas variáveis como forma de selecionar o melhor local e período para reprodução, evitando assim, a competição por recursos reprodutivos com outras espécies.

Referências Bibliográficas:

Afonso, L. G. & Eterovick, P. C. 2007. Microhabitat choice and differential use by anurans in forest streams in southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 41: 937-948.

Albuquerque, M. F.; Souza, E. B. S.; Oliveira, M. C. F.; Souza-Júnior, J. A. 2010. Precipitação nas mesorregiões do estado do Pará: climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978 – 2008). *Revista Brasileira de Climatologia*, 6: 151–168.

Alford, R. A. & Wilbur, H. M. 1985. Priority effects in experimental pond communities: competition between *Bufo* and *Rana*. *Ecology*, 66: 1097-1105.

Almeida, S.S.; Amaral, D.D. & Silva, A.S.L. 2003. Projeto: Inventário florístico e análise fitossociológica dos ambientes do Parque Ecológico do Gunma, município de Santa Bárbara, PA. Relatório Técnico Final. Belém: MPEG-CBO/CTBrasil-MCT/JICA. 177p.

Bardier, C.; Canavero, A. & Maneyro, R. 2014. Temporal and Spatial Activity Patterns of three Species in the *Leptodactylus fuscus* Group (Amphibia, Leptodactylidae). South American Journal of Herpetology, 9 (2): 106-113.

Blair, W. F. 1961. Calling and spawning seasons in a mixed population of anurans. Ecology, 42: 99-110.

Bowker, R. G. & Bowker, M. H. 1979. Abundance and distribution of anurans in a Kenyan pond. Copeia, 1979, (2): 278-285.

Cardoso A. J.; Andrade G. V. & Haddad C. F. B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. Revista Brasileira de Biologia, 49:241-249.

Cardoso A. J. & Sazima, I. 1980. Nova espécie de *Hyla* do sudeste brasileiro (Amphibia, Anura, Hylidae). Revista Brasileira de Biologia, 40: 75-79.

CPTEC/INPE. 2013. Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos/ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/>.

Creusere, F. M. & Whitford, W. G. 1976. Ecological relationships in a desert anuran community. Herpetologica, 32: 7-18.

Crump, M. L. 1971. Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. Occasional Papers of the Museum of Natural History of the University of Kansas, 3: 1-62.

Crump, M. L. 1974. Reproductive strategies in a tropical anuran community. Museum of Natural History of the University of Kansas, 61: 1-67.

Da Silva, F. R.; Do Prado, V. H. & Rossa-Feres, D. C. 2010. Amphibia, Anura, Hylidae, *Dendropsophus melanargyreus* (Cope, 1887): Distribution extension, new state record and geographic distribution map. CheckList, 6(3): 402-404.

- Davic, R. D. 1991. Ontogenetic shift in diet of *Desmognathus quadramaculatus*. *Journal of Herpetology*, 25: 108-111.
- Díaz, N. F. & Valencia, J. 1985. Microhabitat utilization by two leptodactylid frogs in the Andes of central Chile. *Oecologia*, 66: 353-357.
- Donnelly, M. A. 1991. Feeding patterns of the strawberry poison frog, *Dendrobates pumilio* (Anura: Dendrobatidae). *Copeia*, 1991: 723-730.
- Donnelly, M. A. & Guyer, C. 1994. Patterns of reproduction and habitat use in an assemblage of Neotropical hylid frogs. *Oecologia*, 98: 291-302.
- Duellman, W. E. 1970. The Hylid frogs of Middle America. *Monographs of the Museum of Natural History, University of Kansas*, 1:1-753.
- Duellman, W. E. & Trueb, L. 1986. *Biology of Amphibians*. McGraw- Hill, Nueva York.
- Duellman, W. E. & Trueb, L. 1994. *Biology of Amphibians*. Ed. Johns Hopkins, New York.
- Duré, M. I. 1999. Interacciones en los nichos tróficos de dos especies sintópicas de la familia Hylidae (Anura) en un área subtropical de Argentina. *Cuadernos de Herpetología*, 13: 11-18.
- Duré, M. I. & Kehr, A.I. 2004. Influence of microhabitat on the trophic ecology of two leptodactylids from northeastern Argentina. *Herpetologica*, 60: 295-303.
- Etges, W. J. 1987. Call site choice in male anurans. *Copeia*, 1987 (4): 910-923.
- Feder, M. E. & Burggren, W. W. 1992. *Environmental physiology of the amphibians*. University of Chicago Press, Chicago.

Forti, L. R.; Tissiani, A. S. O.; Mott, T. & Strussmann, C. 2011. Diet of *Ameerega braccata* (Steindachner, 1864) (Anura: Dendrobatidae) from Chapada dos Guimarães and Cuiabá, Mato Grosso State, Brazil. *Brazilian Journal Biology*, 71 (1):189-196.

Frost, D. R. 2015. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0 (Date of access). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA.

Galatti, U. 1992. Population biology of the frog *Leptodactylus pentadactylus* in a central Amazonian rainforest. *Journal Herpetology*, 26(1): 23-31.

Galdino, C. A. B.; Carvalho Jr., R. R.; Menezes, M. A. V. N. & Nascimento, L. B. 2008. Habitat use by a tree frog species of *Scinax* (Amphibia, Hylidae) at an urban forest fragment from south-eastern Brazil. *Iheringia (Sér. Zool.)*, 98(3): 412-415.

Giaretta, A.; Araújo, M. S.; Medeiros, H. F. & Facure, K. G. 1998. Food habits and ontogenetic diet shifts of the litter dwelling frog *Proceratophrys boiei* (WIED). *Revista Brasileira de Zoologia*, 15: 385-388.

Gordon, C. E. 2000. The coexistence of species. *Revista Chilena de Historia Natural*, 73: 175-198.

Heyer, W. R. & Bellin, M. S. 1973. Ecological notes on five sympatric *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae) from Ecuador. *Herpetologica*, 29(1): 66-72.

Heyer, W. R.; Rand, A. S.; Cruz, C. A. G.; Peixoto, O. L. & Nelson, C. E. 1990. Frogs of Boracéia. *Arquivos de Zoologia*, 31 (4): 231-410.

Hoogmoed, M. S. & Gorzula, S. J. 1979. Checklist of the savannah inhabiting frogs of the El Manleco region with notes on their ecology and description of a new species of treefrog (Hylidae, Anura). *Zoologische Mededelingen Leiden*, 54: 183-216.

Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology, 22: 415-447.

Hynes, H. B. N. 1950. The food of fresh water sicklebaks (*Gasteosteus aculeantus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the fishes. Journal of Animal Ecology 19:36–58.

INPE. 2015. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Frequência dos fenômenos de El Niño e La Niña. Disponível em: <http://www.inpe.br/enos>. Acesso out. 2015.

Jiménez, R. & Bolaños, F. 2012. Use of food and spatial resources by two frogs of the genus *Dendropsophus* (Anura: Hylidae) from La Selva, Costa Rica. Phyllomedusa, 11(1): 51-62.

Kawakami, E. G. & Vazzoler, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. Boletim do Instituto Oceanográfico, 29(2): 205-207.

Khanaposhtani, M. G.; Kaboli, M.; Karami, M. & Etemad, V. 2012. Effect of habitat complexity on richness, abundance and distributional pattern of forest birds. Environmental Management. 50, 296–303.

Kuzmin, S. L. 1995. The problem of food competition in amphibians. Herpetological Journal, 5: 252-256.

Levins, R. 1968. Evolution in Changing Enviroments: some theoretical explorations. Princeton. Princeton University Press. 132 pp.

Lima, S. L. & Moreira, G. 1993. Effects of prey size and foraging mode on the ontogenetic change in feeding niche of *Colostethus stepheni* (Anura: Dendrobatidae).- Oecologia, 95: 93-102.

Lima, A.; Magnusson, W. E.; Menin, M.; Erdtmann, L. K.; Rodrigues, D. J.; Keller, C. & Hodi, W. 2006. Guia de sapos da Reserva Adolpho Ducke – Amazonia Central. Áttema Design Editorial, 168 p.

Mac Nally, R. C. 1983. Trophic relationships of two sympatric species of *Ranidella* (Anura). *Herpetologica*, 39 (2): 130-140.

Macale, D.; Vignoli, L. & Carpaneto, G. M. 2008. Food selection strategy during the reproductive period in three syntopic hylid species from a subtropical wetland of north-east Argentina. *Herpetological Journal*, 18: 49-58.

McAlpine, D. F. & Dilworth, T. G. 1989. Microhabitat and prey size among three species of *Rana* (Anura: Ranidae) sympatric in eastern Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 67 (9): 2244-2252.

Marconi, S.; Manzi, P.; Pizzoferrato, L.; Buscardo, E.; Cerda, H.; Hernandez, D. L.; & Paoletti, M. G. 2002. Nutritional evaluation of terrestrial invertebrates as traditional food in Amazonia. *Biotropica*, 34: 273–280.

McDiarmid, R. W. 1994. Amphibian Diversity and Natural History: An Overview. In: Heyer, W. R.; Donnelly, M. A.; McDiarmid, R. W.; Hayek, L. A. C. & Foster, M. S. (eds) *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, USA. Pg. 5-16.

Melo, G. V.; Rossa-Ferres, D. C.; & Jim, J. 2007. Variação temporal no sítio de vocalização em uma comunidade de anuros de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(2).

Méndez-Narváez, J.; Ospina-Sarria, J. J.; Bolívar-G, W. 2014. Diet and trophic ecology of *Leptodactylus fragilis* (Leptodactylidae) and *Dendropsophus columbianus* (Anura: Hylidae) in a disturbed area in southwestern Colombia. *Herpetology Notes*, 7: 299-305.

Menin, M.; Rossa – Feres, D. C. & Giaretta, A. A. 2005. Resource use and coexistence of two syntopic hylid frogs (Anura, Hylidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 22: 61-72.

Morin, P. J. 1987. Predation, breeding asynchrony, and the outcome of competition among treefrog tadpoles. *Ecology*, 68: 675 – 683.

Muñoz-Guerrero, J.; Serrano, V. H. & Ramírez-Pinilla, M. P. 2007. Uso de microhábitat, dieta y tempo de actividad en cuatro especies simpátricas de ranas híldas neotropicales (Anura: Hylidae). *Caldasia*, 29: 413-425.

Oliveira, E. F.; Feio, R. N. & Matta, S. L. P. 2007. Aspectos reprodutivos de *Dendropsophus minutus* (Peters, 1872) no município de Viçosa, Minas Gerais. *Ceres*, 54 (313): 230-238.

Parmalee, J. R. 1999. Trophic ecology of a tropical anuran assemblage. *Scientific Papers, of the Natural History Museum of the University of Kansas*, 11: 1-59.

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

Pombal J. P. Jr.; Haddad, C. F. B. & Kasahara, S. 1995. A new species of *Scinax* (Anura: Hylidae) from southeastern Brazil, with comments on the genus. *Journal of Herpetology*, 29: 1–6.

Prado, G. M. & Pombal Jr., J. P. 2005. Distribuição espacial e temporal dos anuros em um brejo da reserva biológica de Duas Bocas, sudeste do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional*, 63(4): 685-705.

Pulliam, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3: 349-361.

Putman, R. J. 1994. *Community ecology*. Chapman & Hall, London.

RADAMBRASIL. 1974. Folha AS. 22 – Belém: geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencial da terra. Levantamento de Recursos Naturais. Vol. 5. DNPM, Rio de Janeiro.

Redford, K. H. & Dorea, J. G. 1984. The nutritional value of invertebrates with emphasis on ants and termites as food for mammals. *Journal of Zoology*, 203:385–395.

Rossa-Feres, D. C. & Jim, J. 2001. Similaridade do sítio de vocalização em uma comunidades de anfíbios anuros na região noroeste do estado de São Paulo. Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 18(2): 439-454.

Santana, A. S. & Juncá, F. A. 2007. Diet of *Physalaemus* cf. *cicada* (Leptodactylidae) and *Bufo granulatus* (Bufonidae) in a semideciduos forest. *Brazilian Journal of Biology*, 67: 125 – 131.

Santos-Pereira, M.; Almeida-Santos, M.; Oliveira, F. B.; Silva, A. L.; Rocha, C. F. D. 2015. Living in a same microhabitat should means eating the same food? Diet and trophic niche of sympatric leaf-litter frogs *Ischnocnema henselii* and *Adenomera marmorata* in a forest of Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 75(1): 13-18.

Schoener, T. W. 1971. Theory of feedings strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11: 369-404.

Silva, W.R.D. 2004. A riqueza e abundância de artrópodes são maiores no acúmulo de serapilheira de raízes tabulares? 13º Curso de Campo Ecologia da Floresta Amazônica. INPA/PDBFF, Manaus.

Silva, B. D. 2011. Uso do espaço. Dieta, atividade, morfometria e reprodução de *Scinax pachycrus* (Miranda – Ribeiro, 1937) e *Scinax x-signatus* (Spix, 1824) (Amphibia – Hylidae) em uma área de Caatinga do alto sertão sergipano. Dissertação de Mestrado, Núcleo de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, São Cristovão - Sergipe.

Silvano, D.; AzevedoRamos, C.; Reynolds, R. & Hoogmoed, M. 2004. *Dendropsophus melanargyreus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version: 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on **17 February 2015**.

Solé, M. & Peltz, B. 2007. Do male tree frogs feed during the breeding season? Stomach flushing of five syntopic hylid species in Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Natural History*, 41: 41-44.

Staton M. S.; Dixon, J. R. 1977. The herpetofauna of the central llanos of Venezuela: noteworthy records, a tentative checklist and ecological notes. *Journal Herpetological*, 11: 17-24.

SUDAM – Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia. 1984. Projeto de Hidrologia e Climatologia da Amazônia. Atlas climatológico da Amazônia Brasileira. Belém, Brasil.

Toft, C. A. 1980. Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans in a seasonal tropical environment. *Oecologia*, 45: 131-141.

Toft, C. A. 1985. Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia*, 1985: 1-21.

Van Sluys, M. & Rocha, C. F. D. 1998. Feeding habits and microhabitat utilization by two syntopic Brazilian Amazonian frogs (*Hyla minuta* and *Pseudopaludicola sp.* (gr. *falcipes*). *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4): 559-562.

Vasconcelos, H. L. 1990. Effects of litter collection by understory palms on the associated macroinvertebrate fauna in Central Amazonia. *Pedobiologia*, 34: 157-160.

Vasconcelos, T. S. & Rossa-Feres, D. C. 2008. Habitat heterogeneity and use of physical and acoustic space in anuran communities in southeastern Brazil. *Phyllomedusa*, 7: 125-140.

Vitt, L. J.; Ávila-Pires, T. C. S.; Zani, P. A.; Espósito, M. C.; Sartorius, S. S. 2003. Life at the interface: ecology of *Prionodactylus oshaughnessyi* in the western Amazon and comparisons with *P. argulus* and *P. eigenmanni*. *Canadian Journal of Zoology*, 81: 302-312.

Vitt, L. J. & Caldwell, J. P. 2009. Herpetology – An introductory biology of amphibians and reptiles. 3^o Ed. Academic Press, San Diego: 697p.

Vitt, L. J.; Souza, R. A.; Sartorius, S. S.; Avila-Pires, T. C. S. & Espósito, M. A. 2000. Comparative ecology of sympatric *Gonatodes* (Squamata: Gekkonidae) in the western Amazon of Brazil. *Copeia*, 2000(1): 83-95.

Werner, J. K.; McCune, M. B. 1979. Seasonal changes in anuran populations in a northern Michigan pond. *Journal Herpetological*, 13: 101-104.

Woolbright, L. L. & Stewart, M. M. 1987. Foraging success of the tropical frog *Eleutherodactylus coqui*. the cost of calling. *Copeia*, 1987(1): 69-75.

Zimmerman, B. L. & Simberloff, D. 1996. An historical interpretation of habitat use by frogs in a Central Amazonian forest. *Journal of Biogeography*, 23: 27-46.