



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA

NATÁLIA BISPO VIEIRA DE MELO

**IMPACTOS ECOLÓGICOS E SOCIOECONÔMICOS PROVOCADOS PELA
ESPÉCIE EXÓTICA *Eleutherodactylus johnstonei* (ANURA:
ELEUTHERODACTYLIDAE)**

Campinas

2022

NATÁLIA BISPO VIEIRA DE MELO

**IMPACTOS ECOLÓGICOS E SOCIOECONÔMICOS PROVOCADOS PELA
ESPÉCIE EXÓTICA *Eleutherodactylus johnstonei* (ANURA:
ELEUTHERODACTYLIDAE)**

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestra em Biologia Animal, na área de Biodiversidade Animal.

Orientadora: Profa. Dra. Cinthia Aguirre Brasileiro

ESTE TRABALHO CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELA ALUNA NATÁLIA BISPO VIEIRA DE MELO E ORIENTADA PELA PROFA. DRA. CINTHIA AGUIRRE BRASILEIRO.

Campinas

2022

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca do Instituto de Biologia
Mara Janaina de Oliveira - CRB 8/6972

M491i Melo, Natália Bispo Viera de, 1997-
Impactos ecológicos e socioeconômicos provocados pela espécie exótica
Eleutherodactylus johnstonei (Anura: Eleutherodactylidae) / Natália Bispo Vieira
de Melo. – Campinas, SP : [s.n.], 2022.

Orientador: Cinthia Aguirre Brasileiro.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de
Biologia.

1. Bioinvasão. 2. Anfíbio. 3. Bioacústica. 4. Percepção social. I. Brasileiro,
Cinthia Aguirre. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia.
III. Título.

Informações Complementares

Título em outro idioma: Ecological and socioeconomic impacts caused by the exotic
species *Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae)

Palavras-chave em inglês:

Biological invasions

Amphibians

Bioacoustics

Social perception

Área de concentração: Biodiversidade Animal

Titulação: Mestra em Biologia Animal

Banca examinadora:

Cinthia Aguirre Brasileiro [Orientador]

Elaine Maria Lucas Gonsales

Thaís Barreto Guedes da Costa

Data de defesa: 26-10-2022

Programa de Pós-Graduação: Biologia Animal

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0002-3410-1745>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/8025577401421819>

Campinas, 26 de outubro de 2022

COMISSÃO EXAMINADORA

Profa. Dra. Cinthia Aguirre Brasileiro

Profa. Dra. Elaine Maria Lucas Gonsales

Profa. Dra. Thaís Barreto Guedes da Costa

Ata da Defesa, assinada pelos membros da Comissão Examinadora, consta no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação/Tese e na Secretaria do Programa da Unidade

AGRADECIMENTOS

Essa dissertação foi feita no meio de uma pandemia e eu jamais teria conseguido finalizá-la sem o apoio e ajuda de muitas pessoas. Em primeiro lugar, agradeço à minha orientadora, Cinthia Brasileiro, que foi paciente e me ajudou a resolver os muitos problemas e imprevistos que surgiram no caminho. Agradeço também por sempre me incentivar a fazer melhor e por todo crescimento e aprendizado desde a iniciação científica.

Agradeço a Camila Both que esteve presente desde a elaboração do projeto em 2019 até a finalização desta dissertação. Camila me ensinou muito sobre Bioacústica e seus trabalhos são referência para mim. Agradeço também ao John Measey que auxiliou na elaboração do questionário socioeconômico e se mostrou muito solícito.

Agradeço aos integrantes da minha banca de qualificação, Elaine Gonsales e Felipe Toledo, que contribuíram para a melhoria do trabalho e fizeram comentários valiosos de forma gentil, em um momento em que eu estava insegura e preocupada.

Gostaria de agradecer imensamente meus ajudantes de campo, sem os quais eu realmente não teria feito nada. Agradeço muitíssimo meu amigo Wellington Palhares que me ensinou tudo sobre *Scinax imbegue* e as outras espécies do Jardim Botânico, tirou fotos para o meu trabalho, me ajudou com os equipamentos em campo, ouviu todos meus desabafos e tornou o trabalho muito mais fácil e divertido. Agradecer a Amanda D'Ambrósio que praticamente pegou na minha mão na primeira entrevista com os moradores do Brooklin, em um momento em que estava muito insegura deixando o isolamento social. Amanda me acompanhou muitas vezes durante a coleta de campo e sempre se mostrou disponível para me ajudar e me ouvir. Agradeço minha amiga Natália Catai, que mesmo cansada depois do trabalho, me ajudou a procurar e gravar os sapinhos. Agradeço também ao meu pai, que durante e após o lockdown foi comigo ao Jardim Botânico gravar os sapinhos em noites de frio, chuva ou vento. Em muitos momentos em que eu fiquei desanimada, depois de horas sem ouvir um canto, foi meu pai que insistiu para continuar procurando e assim terminar minhas coletas.

Suportar o isolamento social e todas as dificuldades que surgiram só foi possível graças aos meus amigos e minha família. Agradeço aos meus pais que me deram todo o carinho e apoio para finalizar este trabalho, e continuam acreditando em mim. Agradeço minhas avós, meus tios e primos por me mostrarem que o caminho não é linear e que é possível levar a vida menos a sério. Vocês são parte de mim e tenho muito amor por todos.

Quero agradecer meus amigos Alexia Satie, Letícia Dutra, Rodrigo Jardim, Gustavo Franzolin e Bruno Araújo por me acolherem em um momento em que eu estava me sentindo extremamente sozinha e proporcionarem momentos incríveis. Agradecimento especial a Alexia, que é minha amiga desde a graduação e com quem eu divido meus sonhos, medos e conquistas. Agradeço minhas amigas de muitos anos Lethícia Melo e Mariana Pasin pelo apoio, incentivo, amor e carinho. Agradeço ao meu grupinho da graduação Natalia Catai, Letícia Kiim e Camilla Koch, que também me ouviram desabafar e estavam presentes nos dias bons e ruins. Agradeço ao Wellington e a Jade Lima que foram meus maiores conselheiros durante esse período conturbado da vida, além de amigos incríveis. Quero agradecer também minha amiga Cristina Kita que também sempre me escutou e me incentivou quando precisei. Agradecer também a Carol Manzano que me ajudou a construir figuras e gráficos no R. Sem a presença, mesmo que virtual, dessas pessoas na minha vida, eu não teria finalizado este trabalho.

Agradeço ao PPG Biologia Animal da Unicamp e ao PPG Ecologia e Evolução da Unifesp, que forneceram a infraestrutura e demais ferramentas para a realização deste trabalho. A Unifesp foi minha casa durante a graduação e continuou me recebendo sempre que precisei. Agradeço os docentes e alunos do laboratório 15 e 23 por dividirem o espaço e o aprendizado comigo durante todos esses anos.

Também não posso deixar de agradecer aos moradores do Brooklin que me receberam durante as entrevistas, e aos funcionários do Jardim Botânico e do PEFI que me ajudaram com as autorizações de coleta durante a pandemia. Agradecer especialmente a Katia Mazzei e Fernando Cirilo que me ajudaram a retomar as coletas no parque.

Agradeço ao apoio financeiro fornecido pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) à minha orientadora (processo: 2013/50741-7; 2020/12866-6), sem o qual este trabalho não poderia ter sido concluído.

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

RESUMO

Espécies exóticas ameaçam a biodiversidade, pois podem causar extinção e perda de riqueza e abundância de espécies nativas. Também ameaçam produções agrícolas, e prejudicam a saúde, segurança e bem-estar humano. *Eleutherodactylus johnstonei* é um anuro nativo do Caribe, com populações invasoras e em países das Américas Central e do Sul. Atualmente há registro de populações de *E. johnstonei* introduzidas em áreas urbanas na cidade de São Paulo, Brasil. Este estudo tem como objetivo avaliar os impactos ecológicos e socioeconômicos causados por *Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae) no Brasil. Investiguei o potencial impacto ecológico da introdução de *E. johnstonei* sobre o nicho acústico de espécies nativas. Realizei experimentos reproduzindo playbacks para machos de uma espécie com sobreposição espectral (*Scinax imbegue*) e machos de uma sem sobreposição (*Physalaemus cuvieri*) com a espécie exótica. O canto de anúncio de *E. johnstonei* não provocou alterações nos parâmetros espectrais e temporais do canto de anúncio das espécies nativas. No entanto, observei alterações comportamentais para *S. imbegue* durante a reprodução do playback. Além disso, avaliei os impactos socioeconômicos causados por *E. johnstonei* na sua área de introdução, São Paulo, Brasil por meio de entrevistas com os moradores, visitantes e prestadores de serviço da região. Os entrevistados têm uma percepção limitada dos impactos causados pela espécie exótica, sendo os residentes o grupo mais impactado. Residentes relataram prejuízos na saúde e bem estar relacionados a poluição sonora causada por *E. johnstonei*. No entanto, também foram reportados benefícios associados à presença da espécie exótica. Em conclusão, os resultados dessa dissertação demonstram que novos sons no ambiente podem influenciar o comportamento acústico dos indivíduos e indicam a necessidade de novos estudos com espécies que vocalizam em diferentes paisagens acústicas e faixas de frequência. Quanto aos impactos socioeconômicos, ainda são inconclusivos devido ao número de entrevistados. Além disso, recomendamos que o questionário seja repetido durante a atividade reprodutiva para ter uma melhor percepção destes impactos.

ABSTRACT

Exotic species threaten biodiversity, as they can cause extinction and loss of richness and abundance of native species. They also threaten agricultural production and harm human health, safety, and well-being. *Eleutherodactylus johnstonei* is an anuran native to the Caribbean, with invasive populations in Central and South American countries. There are currently records of populations of *E. johnstonei* introduced in urban areas in the city of São Paulo, Brazil. This study aims to evaluate the ecological and socioeconomic impacts caused by *Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae) in Brazil. I investigated the potential ecological impact of the introduction of *E. johnstonei* on the acoustic niche of native species. I performed experiments reproducing playbacks for males of a species with spectral overlap (*Scinax imbegue*) and males of a non-overlapping species (*Physalaemus cuvieri*) with the exotic species. The advertisement call of *E. johnstonei* did not cause changes in the spectral and temporal parameters of the advertisement call of native species. However, I observed behavioral changes for *S. imbegue* during playback. In addition, I evaluated the socioeconomic impacts caused by *E. johnstonei* in its introduction area, São Paulo, Brazil, through interviews with residents, visitors, and service providers in the region. Respondents have a limited perception of the impacts caused by the exotic species, with residents being the most impacted group. Residents reported damage to health and well-being related to noise pollution caused by *E. johnstonei*. However, benefits associated with the presence of the exotic species were also reported. In conclusion, the results of this dissertation demonstrate that new sounds in the environment can influence the acoustic behavior of individuals and indicate the need for further studies with species that vocalize in different acoustic landscapes and frequency ranges. As for the socioeconomic impacts, they are still inconclusive due to the number of respondents. In addition, we recommend that the questionnaire be repeated during the reproductive activity to better understand these impacts.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS	14
CAPÍTULO I.....	20
<i>Eleutherodactylus johnstonei</i> (Anura: Eleutherodactylidae) e a invasão de nicho acústico: potenciais efeitos da sobreposição espectral com espécies nativas.....	20
RESUMO	21
ABSTRACT	22
INTRODUÇÃO.....	23
MATERIAL E MÉTODOS.....	25
RESULTADOS	34
DISCUSSÃO.....	38
REFERÊNCIAS	42
CAPÍTULO II.....	52
Impactos socioeconômicos provocados por <i>Eleutherodactylus johnstonei</i> (Anura: Eleutherodactylidae) em uma área urbana de São Paulo, Brasil.....	52
RESUMO	53
ABSTRACT	54
INTRODUÇÃO.....	55
MATERIAL E MÉTODOS.....	57
RESULTADOS	58
DISCUSSÃO.....	61
REFERÊNCIAS	64
APÊNDICE	69
ANEXOS.....	78

INTRODUÇÃO GERAL

Invasões biológicas ocorrem quando organismos são introduzidos em áreas além dos limites das suas distribuições geográficas nativas por ações humanas, onde estabelecem novas populações e dispersam para novas áreas (Elton, 1958; Blackburn et al., 2011; Pyšek et al., 2020). Apesar do recente aumento de pesquisas sobre invasões biológicas e entendimento do processo de invasão (Lockwood et al., 2007; Richardson, 2011), há ainda uma confusão sobre os conceitos de espécies exóticas, estabelecidas (ou naturalizadas) e invasoras.

O termo “exótico” é o mais abrangente e refere-se aos organismos introduzidos mediante ação humana em áreas além de sua distribuição natural. Estes organismos podem estar em cativeiro, cultivo ou no meio natural, mas precisam superar uma sequência de barreiras para completar o processo de invasão (Pyšek & Richardson, 2010; Blackburn et al., 2011; Pyšek et al., 2020). Após a introdução, uma vez que os organismos atingem o ambiente natural, sobrevivem e reproduzem sem auxílio humano, eles adquirem o status de “estabelecido” ou “naturalizado”. A partir do momento em que estes organismos estabelecidos são capazes de dispersar e atingir novas áreas, eles são considerados invasores (Blackburn et al., 2011; Richardson, 2011). Apenas poucos organismos introduzidos em novas áreas sobrevivem e tornam-se invasores (Mack et al., 2000; Richardson, 2011).

O sucesso do processo de invasão depende de características biológicas do invasor (Facon et al., 2006; Pyšek & Richardson, 2008), de suas interações com espécies nativas (Frost et al., 2019) e da área a ser invadida (Pyšek & Richardson, 2010; Frost et al., 2019). Assim, invasores bem-sucedidos geralmente são generalistas, possuem alta tolerância fisiológica e plasticidade (Pyšek & Richardson, 2010), e podem se beneficiar da ausência de predadores ou parasitas nativos nos locais invadidos (Settle & Wilson, 1990; Keane & Crawley, 2002; Frost et al., 2019). Perturbações em áreas naturais também podem facilitar o processo de invasão, uma vez que alteram as características da paisagem e modificam a invasibilidade da comunidade receptora (Horvitz et al. 1998; Sax et al., 2007; Gaertner et al., 2012). Adicionalmente, fatores como a diversidade de espécies nativas no local, a pressão de propágulos, e a compatibilidade do habitat e clima entre a região nativa e a invadida são fatores igualmente importantes para o sucesso da invasão (Levine, 2000; Richardson & Pyšek, 2006; Pyšek & Richardson, 2010).

A frequência de eventos de introdução e o número de espécies invasoras aumentaram nas últimas décadas em todo o mundo (Pyšek & Richardson, 2010; Pyšek et al., 2020) como consequência direta da expansão das atividades humanas, como comércio e transporte de mercadorias (Blackburn et al., 2011; Seebens et al., 2018; Pyšek et al., 2020). A intensa atividade de translocação de espécies mediada pelo homem revela um amplo conjunto de motivações que variam de acordo com grupos taxonômicos, espaço e tempo (Seebens et al., 2017). Por exemplo, entre o século XVI e XVIII, espécies exóticas de mamíferos, aves e plantas foram soltas intencionalmente em todo o mundo por exploradores e colonos europeus (Drake et al., 1989), enquanto a maioria das espécies exóticas de insetos, algas e crustáceos foram introduzidas recentemente através do comércio e do transporte de pessoas e mercadorias de forma acidental (Hulme et al., 2008).

Muitas espécies exóticas e invasoras causam mudanças substanciais nos ecossistemas em que chegam, tendo as invasões implicações de longo prazo para a biota nativa (Pyšek et al., 2020). Espécies exóticas e invasoras são reconhecidas como uma das principais causas diretas da perda de biodiversidade (Mack et al., 2000; Pejchar & Mooney, 2009; Simberloff et al., 2013), ameaçando os esforços para conservar espécies nativas e sustentar ecossistemas funcionais (Mooney & Hobbs, 2000; Heringer et al. 2019). Espécies exóticas e invasoras causam extinção de espécies nativas, alterações na riqueza e abundância de espécies, e também na ciclagem de nutrientes e redes tróficas (Mack et al., 2000; McGeoch et al., 2010; Vilà et al., 2011; Blackburn et al., 2014). O impacto das invasões biológicas na diversidade das espécies nativas acaba, por fim, provocando uma homogeneização biótica, o que reduz a diferenciação das comunidades biológicas (Olden & Poff, 2003).

Invasões biológicas também causam perdas econômicas para a sociedade e gastos associados ao manejo dessas invasões (Jackson, 2015; Pyšek et al., 2020). Espécies exóticas e invasoras são responsáveis por perdas de bens, serviços e capacidade de produção (Diagne et al., 2021), ameaçando o rendimento de produções agrícolas, danificando infraestruturas e aumentando valores de serviços ecossistêmicos (Bradshaw et al., 2016; Haubrock et al., 2022). Espécies exóticas e invasoras também causam prejuízos para a saúde, segurança e bem-estar humano (Mack et al., 2000; Pejchar & Mooney, 2009; Shepard et al., 2011; Jones, 2017), uma vez que dentre os invasores podem ser incluídos microrganismos e parasitas causadores de doenças, e vetores de doenças, como mosquitos, que representam ameaças para populações humanas, animais domesticados e selvagens (e.g. Alfaro-Murillo et al. 2016; Ogden et al., 2019). Estes potenciais efeitos negativos relacionados as invasões biológicas são a principal

razão pela qual espécies exóticas e invasoras são motivos de preocupação, e justificam os esforços para prevenir novas invasões. Como medida de prevenção, invasões biológicas devem ser evitadas, e populações invasoras devem ser eliminadas quando possível. Estratégias de controle e mitigação eficientes ainda são limitadas, uma vez que os impactos advindos das invasões biológicas são subestimados por órgãos públicos e pelas populações afetadas (Courchamp et al., 2017; Pyšek et al., 2020).

As principais introduções de anfíbios ocorreram intencionalmente com a finalidade de controle biológico e para consumo humano (Kraus, 2008), mas introduções acidentais também são comuns, principalmente por meio de plantas ornamentais e no comércio de horticulturas (Kraus & Campbell, 2002). Anfíbios anuros podem possuir atributos como pequeno tamanho corpóreo, desovas numerosas e/ou maturidade reprodutiva precoce, que aumentam a chance de estabelecimento e dispersão (Allen et al. 2017). Além disso, anfíbios são geralmente comercializados como espécimes vivos (Rosen & Smith, 2010), o que aumenta o risco de surgimento de populações invasoras no caso de fuga ou soltura dos indivíduos (Lockwood et al., 2009).

Embora existam relatos documentados para anfíbios invasores (Kraus, 2015), não há estudos para caracterizar os impactos causados para a maioria das espécies (Kraus, 2015; Measey et al., 2016). A falta destas informações dificulta a priorização para controle e/ou remoção de populações exóticas estabelecidas. Dentre os impactos conhecidos, anfíbios exóticos e invasores podem transmitir doenças para espécies nativas, como a quitridiomíose (Garner et al., 2006; Fisher & Garner, 2007), causar alterações genéticas em populações nativas com a formação de híbridos (e.g. Holsbeek & Jooris, 2010), além de gerar despesas econômicas para instituições públicas e privadas no controle e erradicação (Kraus, 2008 Beard et al., 2009). Espécies de anfíbios invasores também podem levar a mudanças no comportamento de espécies nativas diretamente (Simberloff et al., 2013), por meio de competição ou predação, ou indiretamente, por exemplo, dificultando a comunicação intraespecíficas de espécies nativas (e.g. Both & Grant, 2012). Anuros exóticos e invasores podem, através da atividade de vocalização, provocar interferências no nicho acústico de espécies nativas, como causado pela rã touro *Lithobates catesbeianus* (Both & Grant, 2012; Medeiros et al., 2017) e a perereca cubana *Osteopilus septentrionalis* (Tennesen et al., 2016).

Eleutherodactylus johnstonei Barbour, 1914 (Anura: Eleutherodactylidae) é um anuro terrestre nativo da Ilha de Montserrat, nas Pequenas Antilhas (Kaiser 1997; Yuan et al., 2022),

com populações invasoras em outras ilhas do Caribe, Colômbia, Guianas, Panamá, Venezuela e Costa Rica (Kaiser et al., 2002; Kraus, 2008). No Brasil, a espécie foi introduzida na cidade de São Paulo há pelo menos 25 anos (Melo et al. 2014; Toledo & Measey 2018). *Eleutherodactylus johnstonei* é bem-sucedido em ocupar ambientes perturbados uma vez introduzido (e.g. Bomford et al. 2009, Ernst et al. 2011, Ortega et al. 2005), e seu histórico de dispersão está relacionado às atividades humanas, como comércio de plantas ornamentais e mercadorias (Kaiser et al. 2002; Lever 2003). O sucesso de estabelecimento das populações de *E. johnstonei* é atribuído a ampla plasticidade ecológica, tolerância a condições desidratantes e desenvolvimento direto com baixa dependência de água (Pough et al. 1977; Kaiser et al. 2002, Ortega et al. 2005). No entanto, embora existam registros de populações invasoras estabelecidas há mais de 100 anos (Hardy & Harris, 1979; Kaiser & Hardy, 1994), ainda não sabemos os impactos ecológicos e socioeconômicos associados à presença da espécie.

Nesse sentido, esta dissertação de mestrado tem como objetivo geral avaliar os impactos ecológicos e socioeconômicos causados pela espécie exótica *Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae), e está dividida em dois capítulos. No primeiro capítulo, o objetivo principal é investigar o potencial impacto da introdução de *E. johnstonei* sobre o nicho acústico de espécies nativas. Avaliei se o canto de anúncio de *E. johnstonei* pode alterar parâmetros temporais e espectrais dos cantos de espécies nativas com e sem sobreposição espectral com a espécie exótica. No segundo capítulo, identifiquei os impactos socioeconômicos causados pela espécie exótica *E. johnstonei* na sua área de introdução, São Paulo, Brasil.

REFERÊNCIAS

Alfaro-Murillo, J. A., Parpia, A. S., Fitzpatrick, M. C., Tamagnan, J. A., Medlock, J., Ndeffo-Mbah, M. L., Fish, D., Ávila-Agüero, M. L., Marín, R., Ko, A. I. & Galvani, A. P. (2016). A cost-effectiveness tool for informing policies on Zika virus control. *PLoS neglected tropical diseases*, 10(5), e0004743.

Allen, W. L., Street, S. E., & Capellini, I. (2017). Fast life history traits promote invasion success in amphibians and reptiles. *Ecology Letters*, 20(2), 222-230.

Beard, K. H., Price, E. A., & Pitt, W. C. (2009). Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 5. *Eleutherodactylus coqui*, the Coqui Frog (Anura: Leptodactylidae) 1. *Pacific Science*, 63(3), 297-316.

Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., ... & Bacher, S. (2014). A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology*, 12(5), e1001850.

Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333-339.

Bomford, M., Kraus, F., Barry, S.C. & Lawrence, E. (2009) Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions*, 11, 713–724.

Both, C., & Grant, T. (2012). Biological invasions and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs. *Biology Letters*, 8(5), 714-716.

Bradshaw, C. J., Leroy, B., Bellard, C., Roiz, D., Albert, C., Fournier, A. & Courchamp, F. (2016). Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. *Nature communications*, 7(1), 1-8.

Courchamp, F., Fournier, A., Bellard, C., Bertelsmeier, C., Bonnaud, E., Jeschke, J. M., & Russell, J. C. (2017). Invasion biology: specific problems and possible solutions. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(1), 13-22.

Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A. C., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I. & Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592(7855), 571-576.

Drake, J. A., Mooney, H. A., Di Castri, F., Groves, R. H., Kruger, F. J., Rejmanek, M. & Invasions, B. (1989). in *Biological Invasions: A Global Perspective*. Chichester, UK: Wiley & Sons.

Elton, C. S. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. Springer Nature.

Ernst, R., Massemin, D., & Kowarik, I. (2011). Non-invasive invaders from the Caribbean: the status of Johnstone's Whistling frog (*Eleutherodactylus johnstonei*) ten years after its introduction to Western French Guiana. *Biological Invasions*, 13(8), 1767-1777.

Facon, B., Genton, B. J., Shykoff, J., Jarne, P., Estoup, A., & David, P. (2006). A general eco-evolutionary framework for understanding bioinvasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(3), 130-135.

Fisher, M. C., Garner, T. W., & Walker, S. F. (2009). Global emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and amphibian chytridiomycosis in space, time, and host. *Annual review of microbiology*, 63, 291-310.

Frost, C. M., Allen, W. J., Courchamp, F., Jeschke, J. M., Saul, W. C., & Wardle, D. A. (2019). Using network theory to understand and predict biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(9), 831-843.

Gaertner, M., Fisher, J., Sharma, G. & Esler, K. (2012). Insights into invasion and restoration ecology: time to collaborate towards a holistic approach to tackle biological invasions. *NeoBiota*, 12, 57.

Garner, T. W., Perkins, M. W., Govindarajulu, P., Seglie, D., Walker, S., Cunningham, A. A., & Fisher, M. C. (2006). The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Biology Letters*, 2(3), 455-459.

Hardy Jr, J. D., & Harris Jr, H. S. (1979). Occurrence of the West Indian frog, *Eleutherodactylus johnstonei*. South America and on the island of Curaçao. *Bulletin of the Maryland Herpetological Society*, 15, 124-133.

Haubrock, P. J., Bernery, C., Cuthbert, R. N., Liu, C., Kourantidou, M., Leroy, B., ... & Gozlan, R. E. (2022). Knowledge gaps in economic costs of invasive alien fish worldwide. *Science of the Total Environment*, 803, 149875.

Heringer, G., Thiele, J., Meira-Neto, J.A.A., Neri, A.V. (2019) Biological invasion threatens the sandy savanna Mussununga ecosystem in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Invasions* 21:2045–2057.

Holsbeek, G., & Jooris, R. (2010). Potential impact of genome exclusion by alien species in the hybridogenetic water frogs (*Pelophylax esculentus* complex). *Biological Invasions*, 12(1), 1-13.

Horvitz, C. C., Pascarella, J. B., McMann, S., Freedman, A., & Hofstetter, R. H. (1998). Functional roles of invasive non-indigenous plants in hurricane-affected subtropical hardwood forests. *Ecological Applications*, 8(4), 947-974.

Hulme, P. E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D. & Vilà, M. (2008). Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 403-414.

Jackson, T. (2015). Addressing the economic costs of invasive alien species: some methodological and empirical issues. *International Journal of Sustainable Society*, 7(3), 221-240.

Jones, B. A. (2017). Invasive species impacts on human well-being using the life satisfaction index. *Ecological Economics*, 134, 250-257.

Kaiser, H. (1997). Origins and introductions of the Caribbean frog, *Eleutherodactylus johnstonei* (Leptodactylidae): management and conservation concerns. *Biodiversity & Conservation*, 6(10), 1391-1407.

Kaiser, H., & Hardy Jr, J. D. (1994). *Eleutherodactylus martinicensis*. Catalogue of American Amphibians and Reptiles (CAAR).

Kaiser, H., Barrio-Amorós, C. L., Trujillo, J. D., & Lynch, J. D. (2002). Expansion of *Eleutherodactylus johnstonei* in northern South America: Rapid dispersal through human interactions. *Herpetological Review*, 33(4), 290–294

Keane, R. M., & Crawley, M. J. (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), 164-170.

Kraus, F. (2008). Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis (Vol. 4). Springer Science & Business Media.

Kraus, F. (2015). Impacts from invasive reptiles and amphibians. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46, 75-97.

Kraus, F., & Campbell, E. W. (2002). Human-mediated escalation of a formerly eradicable problem: the invasion of Caribbean frogs in the Hawaiian Islands. *Biological Invasions*, 4(3), 327-332.

Lever, C. (2003). Naturalized amphibians and reptiles of the world. Oxford University Press, New York.

Levine, J. M. (2000). Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*, 288(5467), 852-854.

Lockwood, J. L., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2009). The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Diversity and Distributions*, 15(5), 904-910.

Lockwood, J.L. et al. (2007) *Invasion Ecology*, Blackwell Publishing

Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689-710.

McGeoch, M. A., Butchart, S. H., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E. J., Symes, A., Chanson, J & Hoffmann, M. (2010). Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*, 16(1), 95-108.

Measey, G. J., Vimercati, G., De Villiers, F. A., Mokhatla, M., Davies, S. J., Thorp, C. J. & Kumschick, S. (2016). A global assessment of alien amphibian impacts in a formal framework. *Diversity and Distributions*, 22(9), 970-981.

Medeiros, C. I., Both, C., Grant, T., & Hartz, S. M. (2017). Invasion of the acoustic niche: variable responses by native species to invasive American bullfrog calls. *Biological Invasions*, 19(2), 675-690.

Melo, M. A., Lyra, M. L., Brischi, A. M., Geraldi, V. C., & Haddad, C. F. B. (2014). First record of the invasive frog *Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae) in São Paulo, Brazil. *Salamandra*, 50(3), 177–180.

Mooney, H.A. & Hobbs, R.J., eds (2000) *Invasive Species in a Changing World*, Island Press

Ogden, N. H., Wilson, J. R., Richardson, D. M., Hui, C., Davies, S. J., Kumschick, S. & Pulliam, J. R. (2019). Emerging infectious diseases and biological invasions: a call for a One Health collaboration in science and management. *Royal Society Open Science*, 6(3), 181577.

Olden, J. D., & Poff, N. L. (2003). Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist*, 162(4), 442-460.

Ortega, J. E., Serrano, V. H., & Ramírez-Pinilla, M. P. (2005). Reproduction of an introduced population of *Eleutherodactylus johnstonei* at Bucaramanga, Colombia. *Copeia*, 2005(3), 642-648.

Pejchar, L., & Mooney, H. A. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9), 497-504.

Pough, F. H., Stewart, M. M., & Thomas, R. G. (1977). Physiological basis of habitat partitioning in Jamaican *Eleutherodactylus*. *Oecologia*, 27(4), 285-293.

Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2008). Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? In *Biological invasions* (pp. 97-125). Springer, Berlin, Heidelberg.

Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2010). Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35, 25-55.

Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., ... & Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511-1534.

Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, 30(3), 409-431

Richardson, D.M. (ed.) (2011) *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*, Wiley-Blackwell

Rosen, G. E., & Smith, K. F. (2010). Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth*, 7(1), 24-32.

Sax, D. F., Stachowicz, J. J., Brown, J. H., Bruno, J. F., Dawson, M. N., Gaines, S. D., Grosberg, R. K., Hastings, A., Holt, R. D., Mayfield, M. M., O'Connor, M. I. & Rice, W. R. (2007). Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in ecology & evolution*, 22(9), 465-471.

Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M. & Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8(1), 1-9.

Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M. & Essl, F. (2018). Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(10), E2264-E2273.

Settle, W. H., & Wilson, L. T. (1990). Invasion by the variegated leafhopper and biotic interactions: parasitism, competition, and apparent competition. *Ecology*, 71(4), 1461-1470.

Shepard, D. S., Coudeville, L., Halasa, Y. A., Zambrano, B., & Dayan, G. H. (2011). Economic impact of dengue illness in the Americas. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 84(2), 200.

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., ... & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58-66

Tennessen, J. B., Parks, S. E., Tennessen, T. P., & Langkilde, T. (2016). Raising a racket: invasive species compete acoustically with native treefrogs. *Animal Behaviour*, 114, 53-61.

Toledo, L. F., & Measey, J. (2018). Invasive frogs in São Paulo display a substantial invasion lag. *BioInvasions Records*, 7(3), 325–328.

Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., & Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14(7), 702-708.

CAPÍTULO I

***Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae) e a invasão de nicho acústico:
potenciais efeitos da sobreposição espectral com espécies nativas**

RESUMO

As invasões biológicas representam uma ameaça à biodiversidade, podendo causar impactos ecológicos. Espécies exóticas que utilizam comunicação acústica podem prejudicar a comunicação de espécies nativas através da interferência no nicho acústico. *Eleutherodactylus johnstonei* é um anuro exótico introduzido em uma área urbana na cidade de São Paulo, Brasil. A vocalização dos machos de *E. johnstonei* pode representar uma intensa fonte de ruído no ambiente, sobrepondo com espécies nativas. Uma vez que a presença de ruídos pode ocasionar mascaramento acústico, investiguei os potenciais efeitos da invasão do nicho acústico por *E. johnstonei* sobre o canto de duas espécies nativas: *Scinax imbegue* e *Physalaemus cuvieri*, que emitem vocalizações com e sem sobreposição espectral com a espécie exótica, respectivamente. Para isso, construí playbacks compostos pela vocalização de *E. johnstonei*, da espécie nativa *Boana bischoffi* (controle) e um ruído branco, alternando a ordem dos estímulos para obter seis versões diferentes. Reproduzi os playbacks em campo para machos de *S. imbegue* e de *P. cuvieri*, gravei simultaneamente o canto reposita e anotei mudanças comportamentais. O canto de *E. johnstonei* não provocou alterações nos parâmetros espectrais e temporais do canto de anúncio das espécies nativas *S. imbegue* e *P. cuvieri*, ao contrário do esperado. Porém, machos de *Scinax imbegue* pararam de vocalizar e/ou se deslocaram para longe da fonte de ruído durante o experimento. Além disso, o canto de *B. bischoffi* e o ruído branco alteraram parâmetros do canto das espécies nativas. Os resultados demonstram a potencial influência de novos sons no ambiente no comportamento acústico dos indivíduos. O impacto causado pelo canto de espécies exóticas é variável entre espécies e contextos. Portanto, são necessários outros estudos com espécies que vocalizam em diferentes frequências e paisagens acústicas para entender melhor os padrões deferidos pelos anuros. Esse entendimento merece atenção, uma vez que o número de espécies exóticas é maior a cada ano.

ABSTRACT

Biological invasions represent a threat to biodiversity and can cause ecological impacts. Exotic species that use acoustic communication can impair the communication of native species through interference in the acoustic niche. *Eleutherodactylus johnstonei* is an exotic anuran introduced in an urban area in the city of São Paulo, Brazil. The vocalization of *E. johnstonei* males may represent an intense source of environmental noise, overlapping with native species. Since the presence of noise can cause acoustic masking, I investigated the potential effects of the invasion of the acoustic niche by *E. johnstonei* on the song of two native species: *Scinax imbegue* and *Physalaemus cuvieri*, which emit calls with and without spectral overlap with the exotic species, respectively. For this, I built playbacks composed by the call of *E. johnstonei*, of the native species *Boana bischoffi* (control) and a white noise, alternating the order of stimuli to obtain six different versions. I reproduced the playbacks in the field for males of *S. imbegue* and *P. cuvieri*, simultaneously recording the callback and behavioral changes. The call of *E. johnstonei* did not change the spectral and temporal parameters of the advertisement call of the native species *S. imbegue* and *P. cuvieri*, contrary to expectations. However, males of *Scinax imbegue* stopped vocalizing and/or moved away from the noise source during the experiment. Furthermore, the call of *B. bischoffi* and the white noise altered call parameters of native species. The results demonstrate the potential influence of new sounds in the environment on the acoustic behavior of individuals. The impact caused by the calling of exotic species varies between species and contexts. Therefore, further studies with species that call at different frequencies and acoustic landscapes are needed to better understand the patterns deferred by anurans. This understanding deserves attention, since the number of exotic species is greater yearly.

INTRODUÇÃO

Invasões biológicas estão entre as principais ameaças à biodiversidade (Mack et al., 2000; McGeoch et al., 2010; Pyšek et al., 2020). Espécies exóticas podem prejudicar espécies nativas por meio de competição, predação, hibridização, transmissão de doenças e alteração da composição das comunidades, impondo desafios para o funcionamento de ecossistemas (Mack et al., 2000; McGeoch et al., 2010; Blackburn et al., 2014). Outros efeitos negativos também podem ocorrer, como as interferências das vocalizações das espécies exóticas no espaço acústico de espécies nativas que se comunicam por meio de sons, como anfíbios e aves (e.g. Both & Grant, 2012; Farina et al., 2013; Bleach et al. 2015).

A comunicação animal é central na biologia evolutiva, pois medeia as interações reprodutivas, sociais e territoriais (Narins 2001; Brumm, 2013). Para que a comunicação ocorra, um emissor precisa codificar a informação em um sinal e transmitir a um receptor (Shannon & Weaver, 1949). A eficácia da comunicação depende das propriedades acústicas do sinal, da distância entre o receptor e a origem do sinal (Forrest, 1994) e do grau que o ambiente dificulta a transmissão do sinal, como por exemplo, através de ruídos sonoros (Ryan & Rand, 1993; Castellano et al., 2003). A hipótese do nicho acústico (Krause, 1987) propõe que os animais ajustam parâmetros de suas vocalizações, minimizando a sobreposição espectral ou temporal com as vocalizações dos outros animais, e maximizando as chances de transmissão do sinal. A impossibilidade de comunicação inter e intraespecífica devido a interferências na transmissão e/ou recepção do sinal pode resultar em declínios na densidade e distribuição de espécies (Sun & Narins, 2005).

Espécies exóticas podem ser fonte de ruídos, uma vez que muitas produzem sinais acústicos durante a reprodução para atrair parceiros, na defesa de território e interações sociais (Wiley & Richards, 1978). Estes sinais acústicos, quando em contato com espécies nativas, podem interferir na comunicação acústica intraespecífica (Brumm & Slabbekoorn, 2005) e causar alterações semelhantes ao provocados por ruídos antropogênicos, como os decorrentes do tráfego (e.g. Sun & Narins, 2005; Cunnington & Fahrig, 2010). Isso ocorre porque quando sons produzidos por espécies exóticas chegam ao novo ambiente, eles podem degradar ou atenuar os sinais emitidos (Brumm et al. 2004), tornando-os mais difíceis de serem detectados e reconhecidos, e prejudicando a comunicação de espécies nativas dependentes de sinais acústicos (Brumm & Slabbekoorn 2005).

O mascaramento de sinais acústicos é consequência da presença dos novos sons no ambiente e da interferência no nicho acústico, uma vez que a vocalização de espécies exóticas pode se sobrepor no tempo, espaço e/ou frequência com as vocalizações nativas (Halfwerk et al., 2011). Interferências no nicho acústico podem limitar a comunicação entre os indivíduos, reduzir a abundância, prejudicar a reprodução, causar estresse fisiológico, aumentar a demanda energética dos animais e provocar outros comportamentos adversos (Wells, 1977; Bradbury & Vehrencamp, 1998; Rheindt, 2003). Em resposta, espécies nativas podem modificar suas vocalizações rapidamente (e.g. Cunnington & Fahrig, 2010), ou não reagir a invasão do nicho acústico pelo menos a curto prazo (e.g. Lengagne, 2008).

A comunicação de anfíbios anuros é feita principalmente por sinais acústicos (Wells, 2007; Vitt & Caldwell 2009; Dorcas et al. 2010). O canto de anúncio é o tipo de vocalização mais comum produzido principalmente pelos machos na época reprodutiva (Duellman & Trueb 1994; Haddad, 1995; Toledo et al. 2015). Os machos emitem o canto de anúncio que atraem fêmeas da mesma espécie e transmitem informações sobre seus atributos, como tamanho do corpo, reserva de energia, estado reprodutivo, identidade e localização (Gerhardt & Huber, 2002; Wells, 2007; Toledo et al. 2015). Sendo assim, o canto de anúncio desempenha um papel na seleção de machos por fêmeas, que se guiam com base em características do canto, como a frequência dominante e a amplitude (Gerhardt, 1991; Narins et al. 2007; Toledo et al. 2015). Naturalmente, há competição tanto intra quanto inter-específica entre os anuros no nicho acústico, e estratégias podem surgir para minimizar a sobreposição dos sinais (Taper & Case, 1992). A partilha do nicho acústico é determinada pela pressão seletiva que espécies simpátricas com sobreposição de parâmetros dos cantos exercem umas sobre as outras (Gerhardt & Huber, 2002). Desse modo, maior sobreposição de sinais reflete maior pressão seletiva entre os indivíduos (Gerhardt & Huber, 2002), e pode levar a uma diferenciação dos parâmetros espectrais e temporais do canto (Narins, 1995).

Na ausência de adaptações prévias, anuros podem modificar seus cantos quando expostos a vocalizações de espécies exóticas (e.g. Both & Grant, 2012; Bleach et al., 2015; Tennessen et al., 2016; Medeiros et al., 2017). A espécie nativa do Brasil *Boana albomarginata*, por exemplo, apresentou mudanças imediatas na frequência do canto em resposta ao canto da espécie invasora *Lithobates catesbeianus* (Both & Grant, 2012). No entanto, as modificações no canto variam entre as espécies e dependem do grau de sobreposição dos sinais, visto que espécies que vocalizam na mesma faixa espectral do ruído tendem a ser mais afetadas (Parris et al., 2009; Cunnington & Fahrig, 2010). Interferências no nicho acústico podem ter

consequências negativas para os anfíbios, dificultando a escolha da fêmea, as vocalizações dos machos e impactando aspectos da biologia reprodutiva (Bee & Swanson, 2007; Bee 2008; Kaiser et al., 2011; Tennessen et al., 2014). O mascaramento dos sinais acústico pode, por fim, prejudicar o sucesso reprodutivo e levar a declínio populacional das populações nativas (Gerhardt 1991).

Anfíbios são ótimos modelos para testar os impactos da invasão no nicho acústico, pois são sensíveis às alterações no ambiente e respondem à presença de novos sons (Duellman & Trueb, 1986; Wells, 2007; Starnberger et al., 2014). Além disso, anfíbios anuros possuem adaptações relacionadas à comunicação sonora, permitindo emitir e perceber sons dentro de uma ampla faixa de frequência (Narins, 1995).

Eleutherodactylus johnstonei é um anuro terrestre com um longo histórico de introduções mediadas por humanos (Kaiser, 1997; Kraus, 2008), com populações estabelecidas na América Central e América do Sul, incluindo o Brasil (Kaiser et al., 2002; Lever, 2003; Ernest et al., 2012; Melo et al., 2014). A presença de machos de *E. johnstonei* em atividade de vocalização pode representar uma intensa fonte de ruído no ambiente (Melo et al. 2014). Neste estudo, avaliei os potenciais efeitos da invasão do nicho acústico por *Eleutherodactylus johnstonei* (Barbour, 1914) sobre duas espécies nativas que emitem vocalizações com e sem sobreposição espectral com a espécie exótica. Hipotetizei que: (1) quando há sobreposição espectral, o canto de *E. johnstonei* provoca alterações em parâmetros temporais e espectrais do canto dos machos da espécie nativa, afetando negativamente o nicho acústico; (2) quando não há sobreposição espectral, o canto de *E. johnstonei* provoca alterações em parâmetros temporais do canto, também prejudicando a comunicação intraespecífica da espécie nativa.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Conduzi os experimentos em lagoas artificiais da área de visitação do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), situado na cidade de São Paulo (23°38'32.7"S 46°37'32.0"W), Brasil. O PEFI abrange o Zoológico de São Paulo e o Jardim Botânico de São Paulo. O clima é caracterizado por um inverno seco (abril a setembro) e um verão chuvoso (outubro a março), com temperaturas médias variando de 18° C no inverno a 22°C no verão (Santos & Funari,

2002). Embora não haja registro da ocorrência de *E. johnstonei* no PEFI (Lisboa et al., 2021), este parque está situado a 6 km da área de estabelecimento da população de *E. johnstonei*, e apresenta características favoráveis à sua ocorrência (Brasileiro et al., 2021). Realizei os experimentos entre fevereiro de 2021 e fevereiro de 2022, durante os meses em que a reprodução das espécies coincidiram.

Espécie exótica

Eleutherodactylus johnstonei ocupa ambientes perturbados com sucesso, uma vez introduzido (e.g. Bomford et al. 2009, Ernst et al. 2011, Ortega et al. 2005), e habita áreas antropizadas, bordas de florestas, áreas abertas e ambientes urbanos, como jardins e estufas (Schwartz 1967; Kaiser et al. 2002; Leonhardt et al. 2019). No Brasil, os indivíduos da população exótica de *E. johnstonei* podem ser encontrados tanto no solo (entre a vegetação ornamental dos jardins e pedras), quanto trepados na vegetação (herbácea, arbustiva) e em muros e cercas vivas (observação pessoal). A reprodução ocorre nos meses quentes e chuvosos (novembro a abril) e coincide com o período reprodutivos das espécies nativas selecionadas neste estudo.

Eleutherodactylus johnstonei exibe um repertório vocal composto por quatro cantos distintos (Flechas et al. 2018). O canto de anúncio é o mais comum (Fig. 1a), e é composto por duas notas adjacentes com parâmetros temporais e espectrais distintos (Tárano & Fuenmayor 2008; Melo & Brasileiro 2022). Em média, a primeira nota possui frequência dominante de 1,77 kHz e a segunda nota de 3.42 kHz (Melo & Brasileiro 2022; Tabela 1). Ambas as notas são tonais, com modulação de frequência na parte final da primeira nota e início da segunda nota (Fig. 1a). A faixa de frequência do canto de anúncio varia de 1.6 kHz a 3.5 kHz (Melo & Brasileiro 2022; Tabela 1).

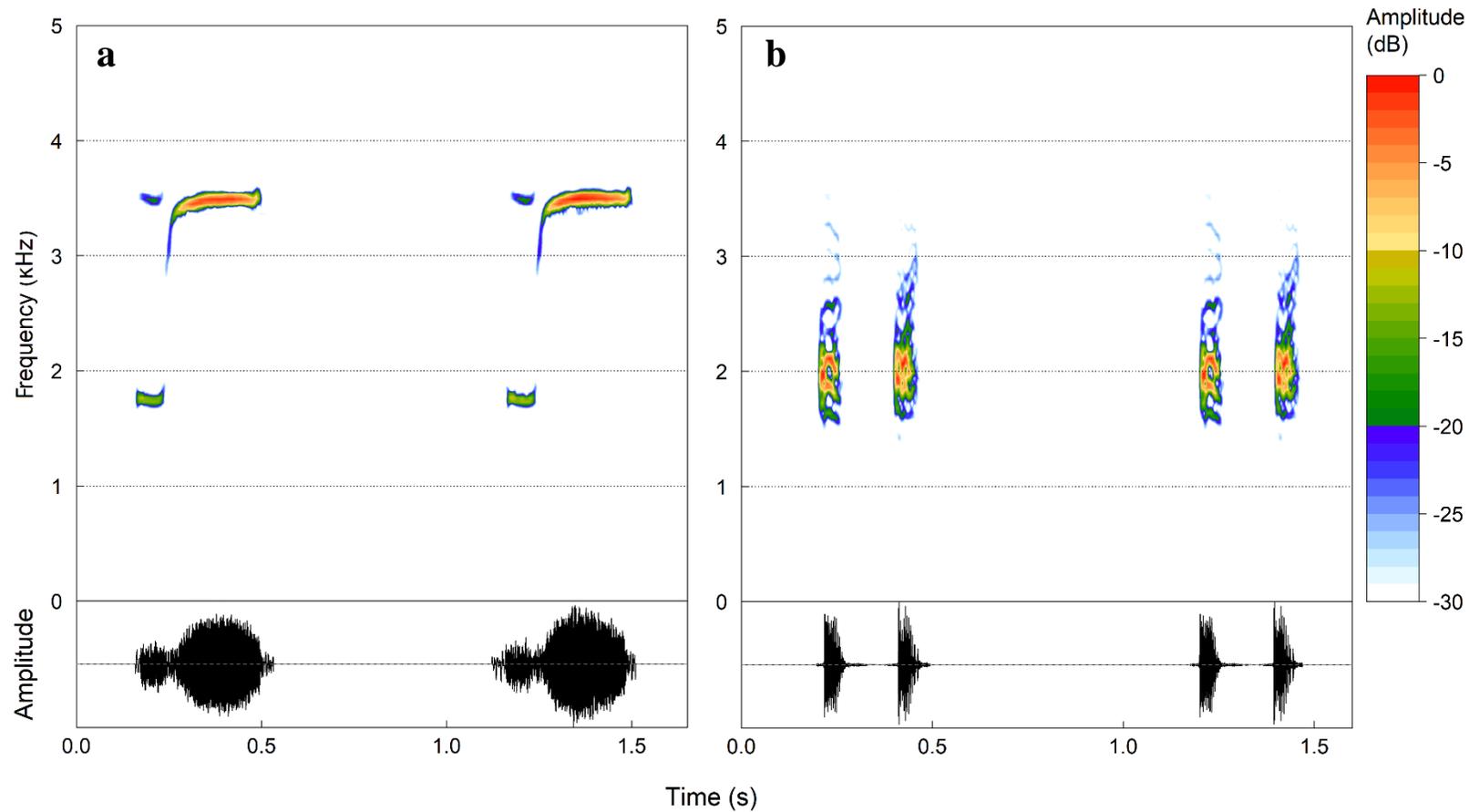


Figura 1. Espectrogramas (acima) e oscilogramas (abaixo) dos cantos de anúncio dos anuros que foram usados como estímulos, (a) *Eleutherodactylus johnstonei* e (b) *Boana bischoffi*. Parâmetros do espectrograma: tamanho da janela = 1,024, sobreposição = 90%, tipo de janela = "Hann". Figura criada com o pacote R 'seewave' (Sueur et al. 2008).

Espécies nativas

Selecionei as espécies nativas para o estudo a partir da frequência dominante de seus cantos de anúncio e com base na abundância de indivíduos no local do estudo. Também escolhi espécies que reproduzem nos mesmos meses que *E. johnstonei*. Escolhi *Scinax imbegue* e *Physalaemus cuvieri* como as espécies com e sem sobreposição espectral com *E. johnstonei*, respectivamente. Utilizei o canto de anúncio da espécie nativa *Boana bischoffi*, que coexiste com as espécies nativas no PEFI, como controle. As características dos parâmetros dos cantos de *S. imbegue*, *P. cuvieri*, *B. bischoffi* e *E. johnstonei* estão na Tabela 1.

A espécie utilizada como controle, *Boana bischoffi*, é endêmica do sudeste e sul do Brasil (Marcelino et al. 2009), e a população é abundante no PEFI (Lisboa et al. 2021). Os indivíduos são encontrados em lagoas permanentes dentro ou próximos de fragmentos florestais (Lisboa et al., 2021), e trepados na vegetação ornamental (observação pessoal). Além disso apresentam período reprodutivo prolongado, com diminuição da atividade de vocalização no inverno (Pombal, 2010). O canto de anúncio é composto por uma ou duas notas multi-pulsadas, que ocupam uma faixa de frequência semelhante à *E. johnstonei* (Tabela 1; Fig. 1b) (Pombal, 2010).

Scinax imbegue é endêmica da Mata Atlântica do sudeste e sul do Brasil (Nunes et al., 2012), e ocorre em ambientes semiabertos e abertos com corpos d'água lânticos (Nunes et al., 2012; Fiorillo et al., 2018). A reprodução da espécie é contínua durante o ano (Santos & Conte, 2014; Fiorillo et al. 2018; Palhares, 2020), porém a atividade de vocalização é mais intensa durante a estação chuvosa (observação pessoal; Palhares & Brasileiro, 2020). No PEFI, os indivíduos são generalistas quanto ao uso de habitat (Palhares, 2020) e podem ser encontrados nos lagos artificiais e margens (Lisboa et al., 2021), vocalizando no solo, trepados, em pedras, galhos, plantas rasteiras, ornamentais e aquáticas (observação pessoal; Palhares, 2020). *Scinax imbegue* apresenta um repertório acústico composto por cantos territorial, de corte e de anúncio. O canto de anúncio é composto por uma única nota multi-pulsada, com frequência dominante de 2.6 ± 1 kHz (Tabela 1; Fig. 2a; Palhares et al, submetido).

Physalaemus cuvieri está distribuído pelo Nordeste, Centro-Oeste e Sul do Brasil (Frost, 2022). No PEFI, os indivíduos podem ser encontrados nos lagos artificiais, nas margens e em poças no interior da mata (Lisboa et al., 2021). A reprodução ocorre durante a estação chuvosa (novembro a março) em lagoas e poças temporárias, e os indivíduos geralmente são encontrados em locais abrigados, vocalizando em ambientes alagados, na superfície da água e no solo úmido

(Barreto & Andrade, 1995; Bastos et al., 2003; Brasileiro et al., 2005). O canto de anúncio de *P. cvieri* é composto por uma única nota com estruturas harmônicas (Fig. 2b) (Gambale & Bastos, 2014), e frequência dominante entre 0.4 kHz e 1.1 kHz (Tabela 1, Fig. 2b). A sobreposição espectral entre os cantos de anúncio das espécies nativas e exótica é apresentada na Figura 3.

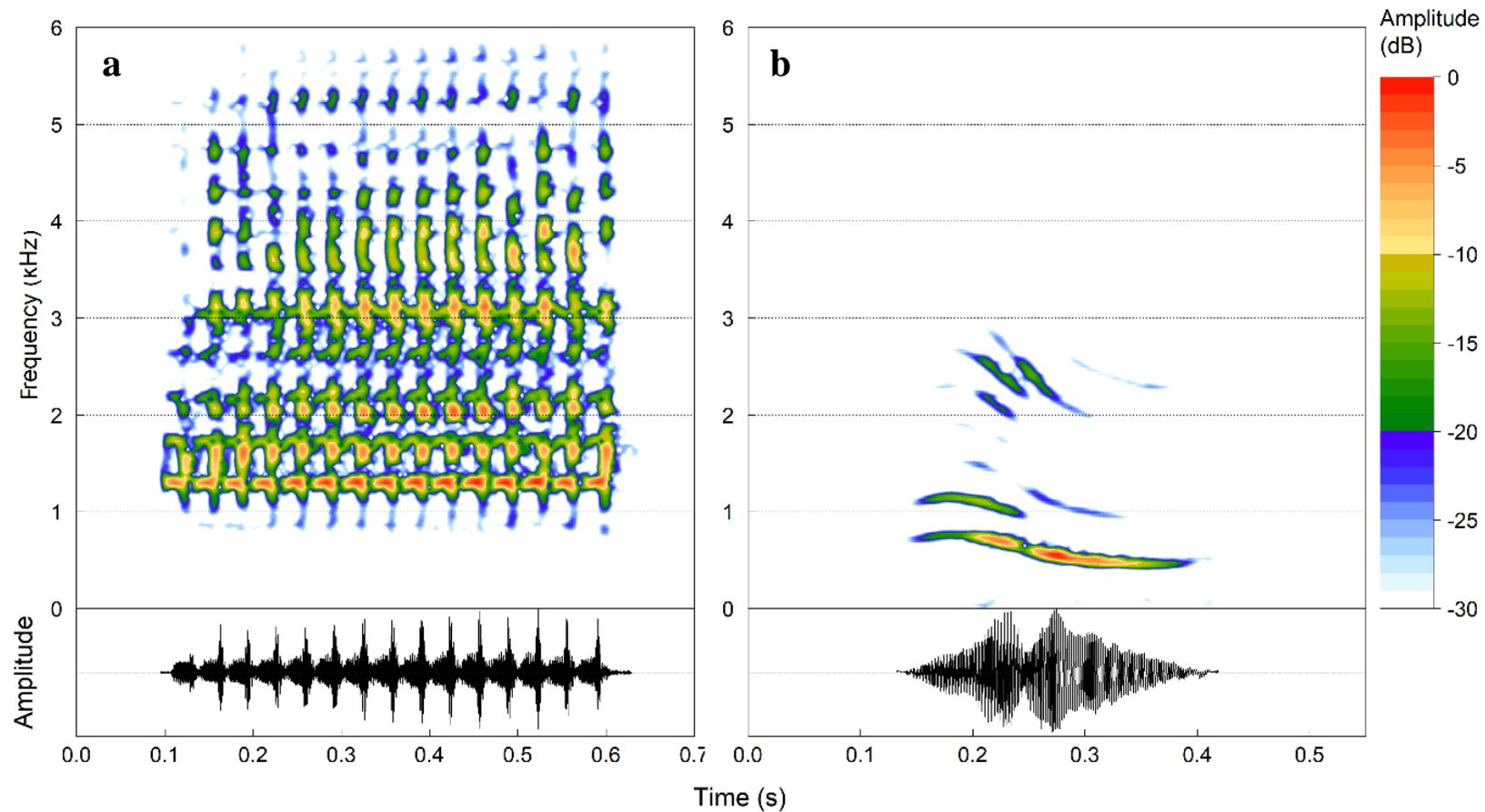


Figura 2. Espectrogramas (acima) e oscilogramas (abaixo) dos cantos de anúncio das espécies nativas expostas a estímulos de playback. Espécie com sobreposição espectral com *E. johnstonei*, (a) *Scinax imbegue*, e espécie sem sobreposição espectral (b) *Physalaemus cuvieri*. Parâmetros do espectrograma: tamanho da janela = 1,024, sobreposição = 90%, tipo de janela = "Hann". Figura criada com o pacote R 'seewave' (Sueur et al. 2008).

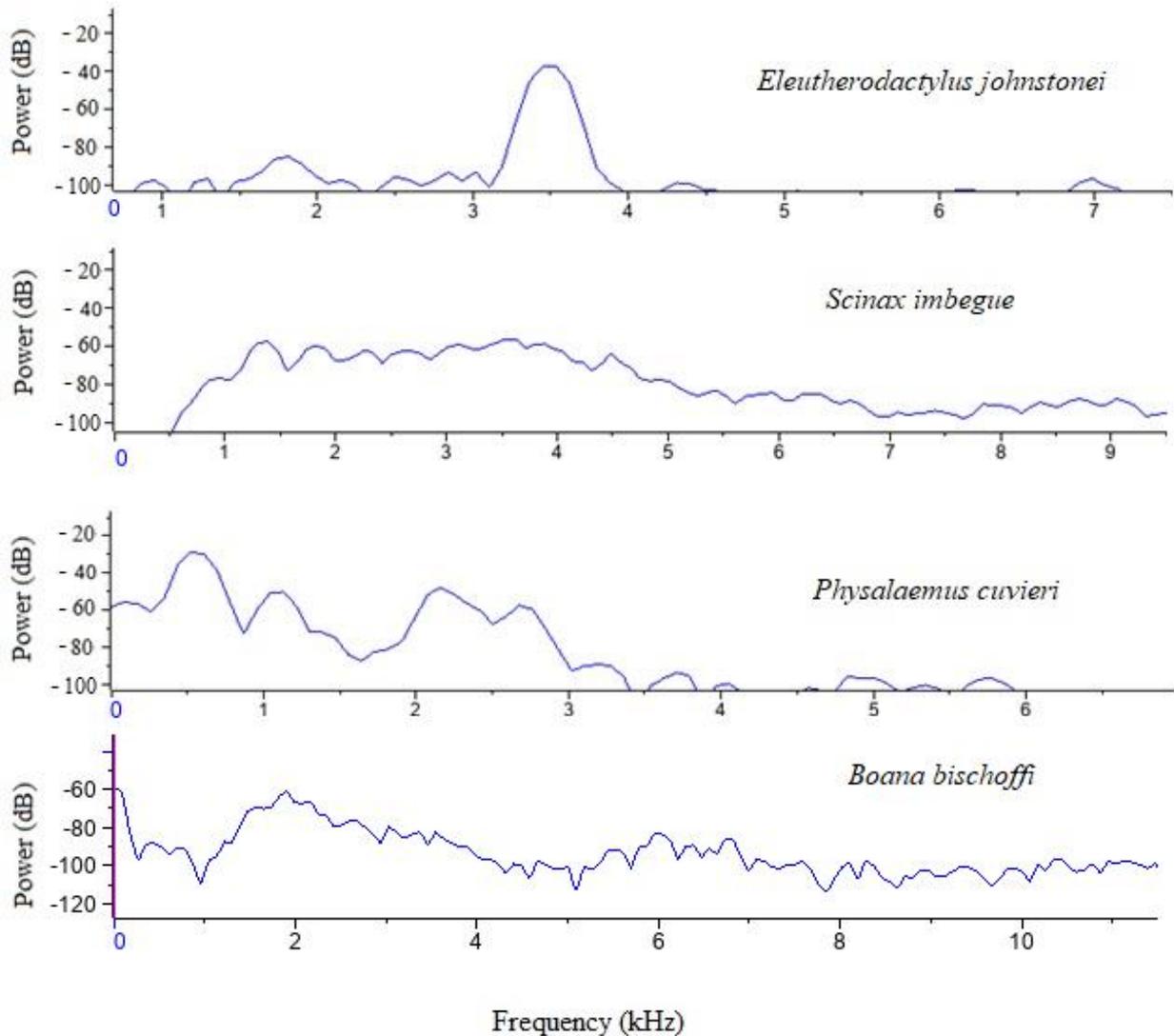


Figura 3. Espectro de potência dos cantos de anúncio de *Eleutherodactylus johnstonei*, *Scinax imbegue*, *Physalaemus cuvieri* e *Boana bischoffi*

Estímulos acústicos

Gravei o canto de anúncio de seis machos solitários de *E. johnstonei* e de cinco machos solitários de *B. bischoffi* para construir os playbacks de estímulo. Os cantos de *E. johnstonei* foram gravados no bairro Jardim Cordeiro, região sul da cidade de São Paulo, Brasil, em março de 2020. Os cantos de *B. bischoffi*, gravei no PEFI em novembro de 2020. Gravei todas as vocalizações usando um gravador portátil modelo TASCAM DR-22WL e um microfone unidirecional Sennheiser ME 66. Também usei um medidor de nível de som portátil Instrusul para medir a amplitude média (dB) dos cantos. Além dos cantos de *E. johnstonei* e *B. bischoffi*, utilizei um ruído branco como estímulo, com a finalidade de testar se as possíveis alterações

eram uma resposta específica às vocalizações de *E. johnstonei* ou uma resposta geral a ruídos (Medeiros et al., 2017).

Analisei a qualidade das gravações de *E. johnstonei* e *B. bischoffi* no programa RAVEN PRO v. 1.5. (Bioacoustics Research Program, 2014) e posteriormente selecionei aleatoriamente notas emitidas pelos machos das duas espécies para compor os playbacks de estímulo com duração de três minutos. Construí os playbacks de estímulo no programa Audacity 2.4.1. Padronizei o nível de pressão sonora em 75 dB para todos os estímulos a aproximadamente 1 m da fonte. O playback-estímulo de *E. johnstonei* (n = 6; CRC médio = 22.24 mm; temperatura = 25.3 ± 0.6 °C; umidade = 64 ± 3 %) tem canto com duração média de 288 ± 30 segundos e frequência dominante de 3.42 ± 0.13 kHz. O playback-estímulo de *B. bischoffi* (n = 5; temperatura = 19.6 ± 2.8 °C; umidade = 71 ± 1 %) tem canto com duração média de 0.07 ± 0.03 segundos e frequência dominante de 1.72 ± 0.05 kHz.

Organizei os playbacks de acordo com o protocolo A-B-A (McGregor et al., 1992) seguindo a seguinte estrutura: três minutos de silêncio pré-estímulo (S1), nove minutos de estímulo (três minutos de cada estímulo – E1, E2, E3) e três minutos de silêncio pós-estímulo (S2), totalizando 15 minutos. Construí seis versões diferentes do playback, alterando somente a ordem dos três estímulos (E1, E2, E3) entre os três minutos de silêncio pré-estímulo (S1) e os três minutos de silêncio pós estímulo (S2). Os estímulos E1, E2 e E3 correspondem ao canto de anúncio de *E. johnstonei*, ao canto de anúncio de *B. bischoffi* e ao ruído branco, respectivamente. Cada macho alvo foi submetido à apenas uma versão do playback, de forma que o primeiro indivíduo alvo foi atribuído à versão 1, o segundo à versão 2, e assim por diante (ver Caorsi et al., 2017)

Experimentos

Localizei os machos de *S. imbegue* e *P. cvieri* por busca ativa e retiramos machos coespecíficos próximos, para evitar interferências na gravação. Posicionei o microfone direcional e a caixa de som a aproximadamente 1 metro de distância do macho focal (Fig. 4). Antes de realizar as gravações, me afastei e esperei até o macho voltar a vocalizar normalmente (5-10 min). Ajustei os playbacks em campo utilizando um medidor de nível de som (decibelímetro), considerando a distância entre o macho focal e a caixa de som, e reproduzi o playback. A cada gravação medi a temperatura do ar e umidade relativa.

Ao final da gravação, capturei o macho focal, medi o comprimento rostro-cloacal (CRC, mm) e massa (g) com auxílio de um paquímetro digital e uma balança semi-analítica. Para evitar que os machos não fossem reamostrados, marquei os indivíduos por amputação de artelhos do terceiro dedo do pé direito (Phillott et al., 2007; Correa et al., 2013). Também mantive uma distância mínima de 5 metros quando possível entre os indivíduos gravados na mesma noite. Todos os experimentos foram aprovados pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO - Permit No. 73346-2) e Comissão de ética no uso de animais (CEUA/Unifesp – No. 1005160320).

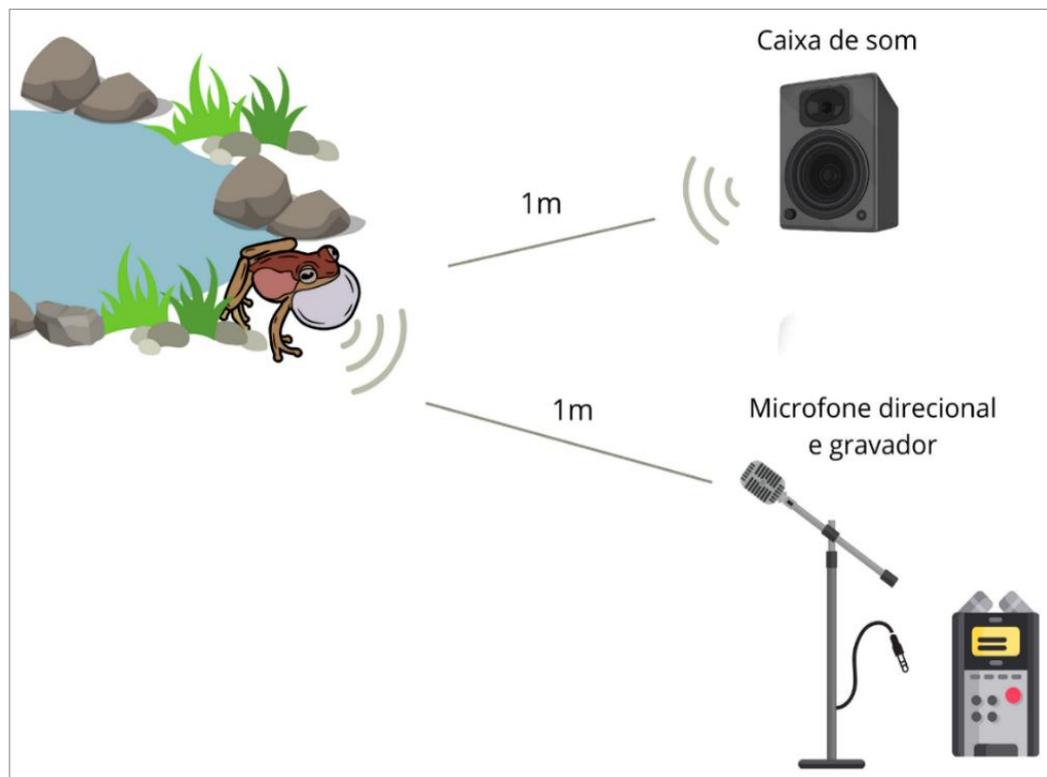


Figura 4. Esquema do experimento em campo de playback durante a reprodução dos estímulos e gravação da resposta das espécies *Scinax imbegue* e *Physalaemus cuvieri*.

Análises acústicas

Dividi os 15 minutos de gravação em cinco arquivos de três minutos para cada indivíduo de acordo com o momento: (1) pré-estímulo, (3) durante o estímulo e (1) pós-estímulo, utilizando o programa Audacity 2.4.1. Utilizei o programa Raven Pro 1.6.1 (Bioacoustics Research Program, 2019) para realizar as análises acústicas.

Digitalizei as gravações em 44.1 kHz, resolução de 16 bits e transformada rápida de Fourier de 1024 pontos. Segui a abordagem centrada em notas e os conceitos de notas, pulsos e chamadas definidos por Köhler et al. (2017). Para calcular a taxa de canto (notas – 1) /min, contei os cantos emitidos em cada um dos momentos, durante a gravação de três minutos. Para mensurar os outros parâmetros do canto de anúncio (intervalo e duração das notas (s), frequência dominante (Hz), frequência máxima e mínima (Hz)), selecionei 9 notas em cada período de tempo, escolhendo as três primeiras notas no início da gravação, as três notas emitidas a partir da metade do período (a partir do instante 1min e 30s) e as três últimas notas. Nos casos em que os machos emitiram menos do que 9 notas, utilizei todas as notas observadas no período para medir os parâmetros acústicos.

Análises estatísticas

Utilizei uma Análise Multivariada Permutacional de Variância Usando Matrizes de Distância para testar se os estímulos afetaram significativamente qualquer um dos parâmetros de chamada nas duas espécies. Também usei comparações post-hoc em pares para avaliar as diferenças entre grupo. O tipo de estímulo e o período de tempo (S1 – E1 – E2 – E3 – S2) foram considerados como fatores fixos e os indivíduos como blocos. Também considerei a ordem de exposição (E1-E2-E3; E1-E3-E2; E2-E1-E3; E2-E3-E1; E3-E1-E2; E3-E2-E1) como um fator. Realizei as análises no programa R usando o pacote “Vegan: Community Ecology” (Oksanen et al., 2013) e o pacote “Seewave” (Sueur et al. 2008) para construir os espectrogramas e oscilogramas.

RESULTADOS

Scinax imbegue* – espécie com sobreposição espectral com *E. johnstonei

Gravei 21 machos de *Scinax imbegue*. Sete indivíduos pararam de vocalizar quando expostos ao playback de estímulo (canto de *E. johnstonei*), mas recomeçaram após aproximadamente um minuto. Um indivíduo parou de vocalizar durante o experimento e seis mudaram de posição afastando-se da caixa de som, mas permaneceram vocalizando. Medi a taxa de canto, intervalo entre notas, duração das notas, frequência dominante e frequência

máxima e mínima para 18 machos de *S. imbegue*, devido a interferências externas e baixa qualidade das gravações de três machos.

A taxa de canto foi afetada pelo tratamento ($F=2.7$; $p < 0.05$), mas não pela ordem dos tratamentos ($p>0.05$). A taxa de canto dos machos diminuiu de uma média de 29,7 cantos/minuto durante o estímulo do ruído branco (E3) para 19,5 cantos/minuto durante o silêncio pós-estímulo ($F = 1.7$; $p < 0.05$) (Figura 5a). Os machos não alteraram a duração das notas do canto de anúncio ($F = 1.4$; $p > 0.05$) ou o intervalo entre as notas ($F = 0.6$; $p > 0.05$) em resposta aos estímulos, e a ordem dos tratamentos também não foi importante ($p > 0.05$, para todos). A frequência dominante, frequência mínima e frequência máxima não mudaram em resposta aos estímulos ($p > 0.05$), e a ordem não foi significantes ($p > 0.05$).

Physalaemus cuvieri* – espécie sem sobreposição espectral com *E. johnstonei

Gravei 17 machos de *Physalaemus cuvieri*. Nenhum indivíduo mudou sua posição inicial e todos cantaram durante todo o experimento, sem interrupções. Medii a taxa de canto, intervalo entre notas, duração das notas, frequência dominante e frequência máxima e mínima para 16 machos de *P. cuvieri*, devido a interferências externas em uma gravação.

A taxa de canto não foi afetada pelo tratamento ($F = 2.06$; $p > 0.05$) ou pela ordem dos tratamentos ($p > 0.05$). Os machos aumentaram a duração das notas progressivamente durante o experimento ($F = 2.7$; $p < 0.05$), com uma média de 0.27 segundos durante o silêncio pré-estímulo (S1) para 0.30 segundos durante o silêncio pós-estímulo (S2) (Figura 6b). Os machos de *P. cuvieri* não apresentaram mudanças no intervalo entre as notas ou na frequência dominante do canto ($p > 0.05$, para todos) em resposta aos estímulos. A frequência máxima aumentou significativamente durante o estímulo E2 (canto de *B. bishoffi*) ($F = 0.6$; $p < 0.05$) e a frequência mínima mudou durante os estímulos ($F = 3.02$; $p < 0.05$), diminuindo de uma média de 416 Hz durante o silêncio pré-estímulo (S1) para 405 Hz durante o silêncio pós-estímulo (S2) (Figura 6f).

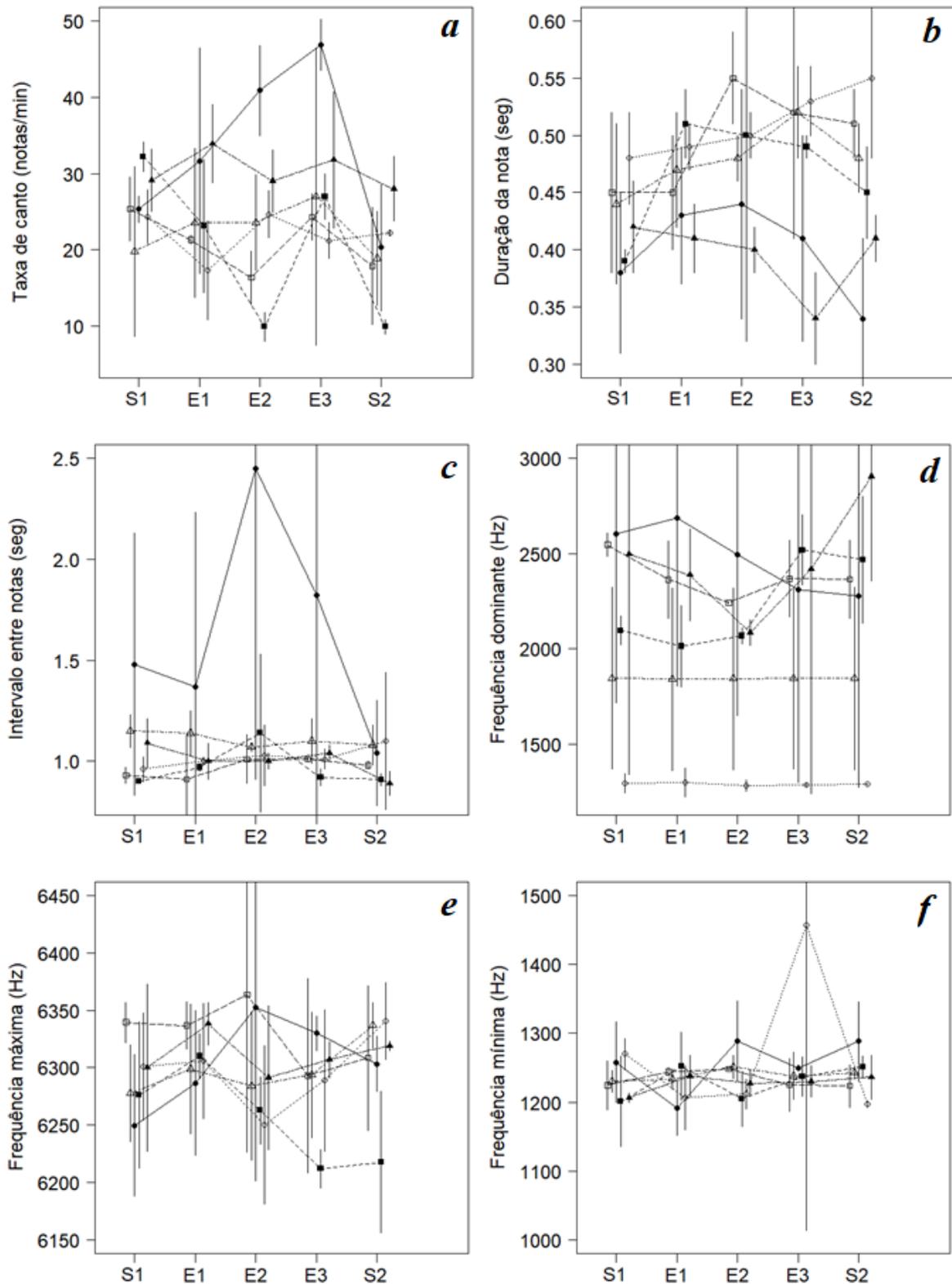


Figura 5. Efeito dos estímulos acústicos nos parâmetros do canto de *Scinax imbegue*. Médias dos parâmetros do canto (\pm SD) nos cinco períodos do playback, S1 (Silêncio pré-estímulo), E1 (*Eleutherodactylus johnstonei*), E2 (*Boana bischoffi*), E3 (ruído branco) e S2 (silêncio pós-estímulo). Cada linha representa uma ordem de reprodução dos estímulos.

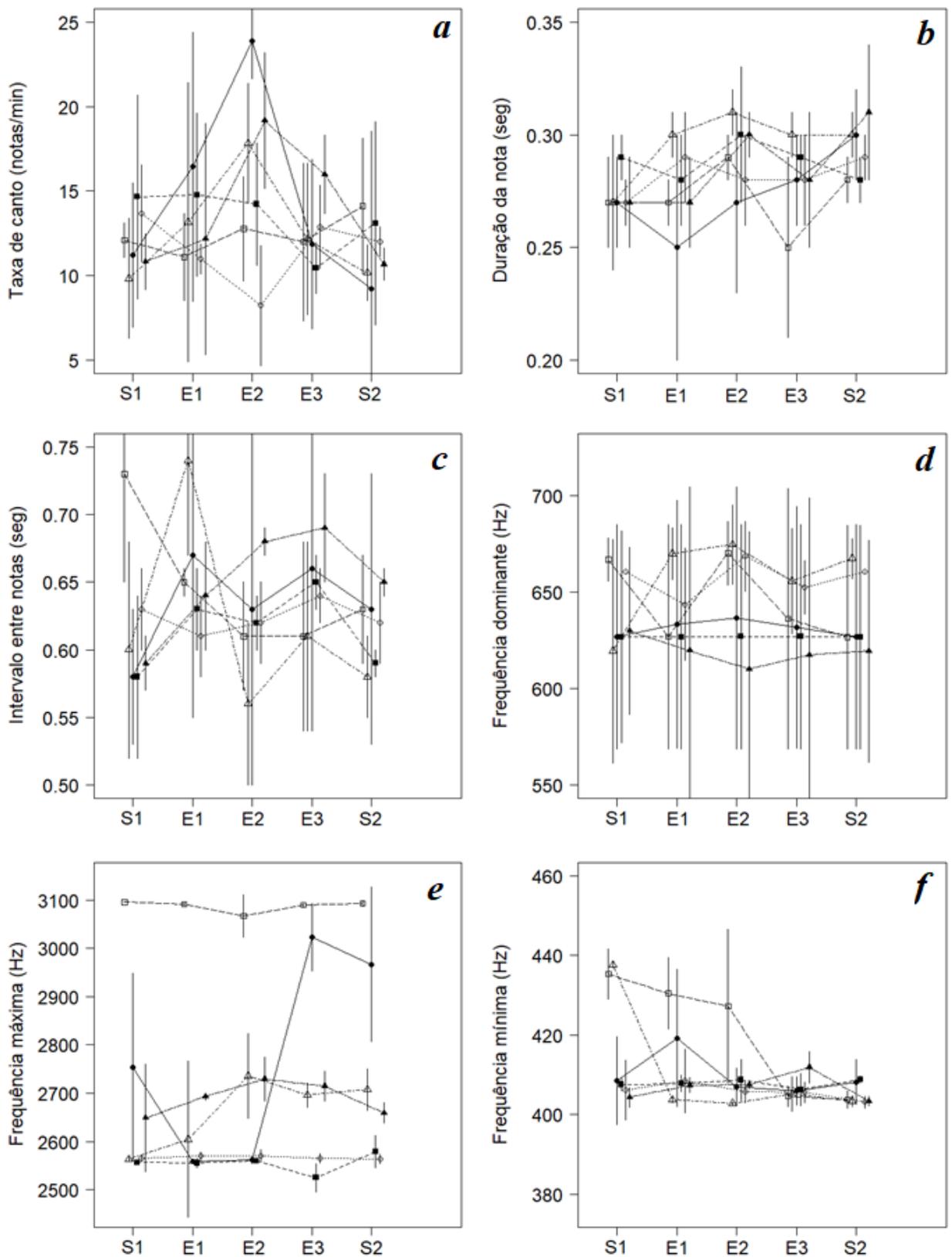


Figura 6. Efeito dos estímulos acústicos nos parâmetros do canto de *Physalaemus cuvieri*. Médias dos parâmetros do canto (\pm SD) nos cinco períodos do playback, S1 (Silêncio pré-estímulo), E1 (*Eleutherodactylus johnstonei*), E2 (*Boana bischoffi*), E3 (ruído branco) e S2 (silêncio pós-estímulo). Cada linha representa uma ordem de reprodução dos estímulos.

DISCUSSÃO

Neste estudo, o canto de anúncio da espécie exótica *E. johnstonei* não provocou alterações nos parâmetros espectrais e temporais do canto de anúncio das espécies nativas *Scinax imbegue* e *Physalaemus cuvieri*, refutando as hipóteses. No entanto, quando expostas ao canto de anúncio de *Boana bischoffi* e ao ruído branco, as espécies alvo nativas modificaram parâmetros do canto de anúncio. Este é o primeiro trabalho a avaliar o efeito de um canto de alta frequência de uma espécie exótica sobre espécies nativas. Estudos com a rã touro invasora e a perereca cubana invasora *Osteopilus septentrionalis* se concentraram em frequências menores que 2500 Hz (Capranica, 1968; Both & Grant, 2012; Tennessen et al., 2016; Medeiros et al., 2017), e frequências menores que 1200 Hz para a espécie invasora *Rhinella marina* (Bleach et al., 2015).

Os machos de *S. imbegue* diminuíram a taxa de canto após a exposição ao ruído branco, mas mantiveram a duração e intervalo entre as notas constantes durante a reprodução do playback. A taxa de canto é facilmente alterada pelos indivíduos na presença de interferências acústicas (Wong et al., 2009), e pode ser modulada por algumas espécies para evitar a sobreposição de sinais ou influenciada pela disponibilidade de energia, contexto social e estratégias de vocalização (Wells & Taigen 1986; Köhler et al., 2017). Modificações na taxa de canto já foram observadas em resposta a espécies invasoras (Bleach et al., 2015; Tennessen et al., 2016; Medeiros et al., 2017) e a ruídos antropogênicos (Sun & Narins, 2005; Parris et al., 2009; Kaiser et al., 2011). Dentre essas modificações, espécies apresentam aumento ou diminuição na taxa de canto, mas que não parecem seguir um padrão claro e variam de acordo com as espécies e as características do ruído.

Os machos de *Scinax imbegue* não alteraram os parâmetros espectrais na presença dos estímulos acústicos. *S. imbegue* possui o canto de anúncio com ampla distribuição de energia ao longo do gradiente de frequência, com relativa baixa sobreposição espectral com o canto de alta frequência de *E. johnstonei*. Além disso, a população de *S. imbegue* do estudo está localizada em uma área urbana, com presença constante de ruídos antropogênicos, e, portanto, pode ser mais tolerante aos estímulos sonoros e conseqüentemente ter maior aptidão em ambientes perturbados (Ghalambor et al., 2007; Wells & Schwarts, 2007). Estas características podem explicar a ausência de alterações nos parâmetros espectrais do canto de anúncio dos machos de *S. imbegue*. Para entender os efeitos do canto de anúncio de *E. johnstonei* sobre

parâmetros espectrais do canto de espécies nativas, sugerimos que sejam testadas espécies com maior sobreposição de frequência e presentes em diferentes paisagens acústicas.

Quando exposto ao canto de *Boana bischoffi* e ao ruído branco, os machos de *Physalaemus cuvieri* alteraram parâmetros temporais e espectrais do canto de anúncio. Os machos de *P. cuvieri* emitiram notas mais longas após a reprodução dos estímulos, assim como machos das espécies *Dendropsophus minutus* e *Boana leptolineata* após a exposição ao canto de rã touro e ao ruído branco, respectivamente (Medeiros et al., 2017). Esta alteração temporal pode ser uma resposta genérica ao ruído, que provoca efeitos diferentes sobre as espécies. No entanto, as frequências máximas e mínimas se alteraram em resposta ao canto de *B. bischoffi* e ao ruído branco, mas a frequência dominante permaneceu constante. A mesma variação nas frequências foi observada para *Scinax nasicus* em lagoas próximas às estradas, onde o ruído de tráfego está presente (Leon et al., 2019). Variação na faixa de frequência e na frequência dominante geralmente estão relacionadas a uma tentativa de evitar a sobreposição dos sinais, no entanto, a ausência de modificações nestes parâmetros durante a exposição ao ruído já foi encontrada (Lengagne, 2008). Isto demonstra que o impacto causado por ruídos é variável entre espécies e contextos, sendo necessário mais estudos com espécies que vocalizam em diferentes frequências.

Quanto ao comportamento, observei que machos de *S. imbegue* pararam de vocalizar e/ou se deslocaram para longe da fonte de ruído durante o experimento. Este comportamento foi observado para *B. bischoffi* e *Boana leptolineata*, durante experimentos utilizando ruído antropogênico (Caorsi et al., 2017). No entanto, não observei nenhuma mudança de comportamento para *P. cuvieri* durante a reprodução dos estímulos. Modificações reversíveis no comportamento são mecanismos de curto prazo utilizado por emissores que podem reduzir o mascaramento de sinais acústicos (Brumm & Slabbekoorn, 2005). Por exemplo, indivíduos podem alternar os cantos emitidos, fazendo com que suas vocalizações coincidam com períodos de baixo ruído, e assim evitar o mascaramento por coespecíficos (Zelick & Narins 1982; Grafe, 1996), heteroespecíficos (Brumm 2006; Wong et al. 2009), ou ruídos abióticos (Sun & Narins 2005; Vargas-Salinas & Amézquita, 2013). Estes resultados comportamentais são condizentes com a hipótese de que espécies com maior grau de sobreposição dos sinais com o ruído são mais afetados (Parris et al., 2009; Cunnington & Fahrig, 2010), e reforçam que a resposta dos indivíduos submetidos a novos sons no ambiente (ruídos antropogênicos ou canto de espécies exóticas) varia entre espécies e paisagens acústicas.

Os resultados encontrados neste estudo reforçam o potencial que novos sons no ambiente têm de influenciar o comportamento acústico dos indivíduos. Além disso, as populações exóticas de *E. johnstonei* são numerosas e o efeito do coro produzido pelos machos pode intensificar o ruído, mas esses efeitos ainda não foram testados. Quando a comunicação entre os indivíduos é prejudicada devido às interferências acústicas, a densidade e distribuição de espécies podem ser reduzidas (Sun and Narins, 2005), uma vez que os parâmetros espectrais e temporais são importantes na seleção e localização de parceiros, e consequente reprodução (Gerhardt, 2001). Espécies exóticas podem provocar alterações em parâmetros do canto de espécies nativas, assim como ruídos antropogênicos, e este mecanismo de impacto merece mais atenção, uma vez que o número de introduções de espécies aumenta em todo o mundo (Pyšek et al., 2020).

Tabela 1. Duração da nota (s), intervalo entre notas (s), faixa de frequência (Hz) e frequência dominante (Hz) do canto de anúncio de *Eleutherodactylus johnstonei* e das espécies nativas do Parque Estadual Fontes do Ipiranga utilizadas no trabalho (*Scinax imbegue*, *Physalaemus cuvieri* e *Boana bischoffi*).

Espécie	Papel das espécies	Duração do canto (s)	Intervalo entre notas (s)	Faixa de frequência (Hz)	Frequência dominante (Hz)	Referência
<i>Eleutherodactylus johnstonei</i>	Espécie exótica	0.29 ± 0.03	0.99 ± 0.2	1610 – 3540	3420 ± 130	Melo & Brasileiro, no prelo
<i>Scinax imbegue</i>	Espécie nativa com sobreposição	0.37 ± 0.07	0.65 ± 0.16	1200 – 6300	2600 ± 1000	Palhares et al, submetido
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Espécie nativa sem sobreposição	0.29 – 0.4	-	300 – 1800	400 – 1100	Pombal, 2010
<i>Boana bischoffi</i>	Espécie nativa utilizada como controle	0.05 – 0.1	-	1100–2500	1400–2100	Pombal, 2010

REFERÊNCIAS

- Barreto, L., & Andrade, G. V. (1995). Aspects of the reproductive biology of *Physalaemus cuvieri* (Anura: Leptodactylidae) in northeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 16(1), 67-76.
- Bastos, R.F., Motta, J.A.O., Lima, L.P. & Guimarães, L.D. (2003). Anfíbios da Floresta Nacional de Silvânia, Estado de Goiás. Goiânia: Stylo Gráfica e Editora, 82 p
- Beard, K. H., & Pitt, W. C. (2005). Potential consequences of the coqui frog invasion in Hawaii. *Diversity and Distributions*, 11(5), 427-433.
- Bee, M. A. (2008). Finding a mate at a cocktail party: spatial release from masking improves acoustic mate recognition in grey treefrogs. *Animal behaviour*, 75(5), 1781-1791.
- Bee, M. A., & Swanson, E. M. (2007). Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behaviour*, 74(6), 1765-1776.
- Bioacoustics Research Program. 2014. Raven Pro: Interactive Sound Analysis Software (Version 1.6) [Computer software]. Ithaca, NY: The Cornell Lab of Ornithology. Available from <http://www.birds.cornell.edu/raven>
- Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., ... & Bacher, S. (2014). A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS biology*, 12(5), e1001850.
- Bleach, I. T., Beckmann, C., Both, C., Brown, G. P., & Shine, R. (2015). Noisy neighbours at the frog pond: effects of invasive cane toads on the calling behaviour of native Australian frogs. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 69(4), 675-683.
- Bomford, M., Kraus, F., Barry, S.C. & Lawrence, E. (2009) Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions*, 11, 713–724.
- Both, C., & Grant, T. (2012). Biological invasions and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs. *Biology letters*, 8(5), 714-716.
- Bradbury, J. W., & Vehrencamp, S. L. (1998). Principles of animal communication. Sunderland, MA: Sinauer Associates.

Brasileiro, C. A., Fonseca, E., Giovanelli, J. G. R., Melo, N. B. V., Both, C. Herpetofauna invasora no Brasil: presente e futuro. In: Luis Felipe Toledo. (Org.). Herpetologia Brasileira Contemporânea. 1ed.São Paulo: Anolis Book, 2021, v. 1, p. 263-273.

Brasileiro, C. A., Sawaya, R. J., Kiefer, M. C., & Martins, M. (2005). Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 5(2), 93-109.

Brumm, H. (2006). Signalling through acoustic windows: nightingales avoid interspecific competition by short-term adjustment of song timing. *Journal of Comparative Physiology A*, 192(12), 1279-1285.

Brumm, H. (Ed.). (2013). *Animal communication and noise (Vol. 2)*. Springer Science & Business Media

Brumm, H., & Slabbekoorn, H. (2005). Acoustic communication in noise. *Advances in the Study of Behaviour*. 35: 151–209.

Brumm, H., Voss, K., Köllmer, I., & Todt, D. (2004). Acoustic communication in noise: regulation of call characteristics in a New World monkey. *Journal of Experimental Biology*, 207(3), 443-448.

Caorsi, V. Z., Both, C., Cechin, S., Antunes, R., & Borges-Martins, M. (2017). Effects of traffic noise on the calling behavior of two Neotropical hylid frogs. *PloS one*, 12(8), e0183342.

Castellano, S., Giacoma, C., & Ryan, M. J. (2003). Call degradation in diploid and tetraploid green toads. *Biological Journal of the Linnean Society*, 78(1), 11-26.

Capranica, R. R. (1968). The vocal repertoire of the bullfrog (*Rana catesbeiana*). *Behaviour*, 31(3-4), 302-324.

Correa, D. T., Guimarães, M., Lopes Oliveira, T. A., Martins, M. & Sawaya, R. J. (2013). Toe-clipping vital to amphibian research. *Nature*, 493: 305-305.

Cunnington, G. M., & Fahrig, L. (2010). Plasticity in the vocalizations of anurans in response to traffic noise. *Acta Oecologica*, 36(5), 463-470.

Dorcas, M. E., Price, S. J., Walls, S. C., & Barichivich, W. J. (2009). Auditory monitoring of anuran populations. *Amphibian ecology and conservation: a hand book of techniques*. Oxford University Press, Oxford, 281-298.

Duellman, W. E., & Trueb, L. (1986). *Biology of Amphibians* 1–696.

Duellman, W. E., & Trueb, L. (1994). *Biology of Amphibians* –John Hopkins University Press. Baltimore, London.

Ernst, R., Masmann, D., & Kowarik, I. (2011). Non-invasive invaders from the Caribbean: the status of Johnstone’s Whistling frog (*Eleutherodactylus johnstonei*) ten years after its introduction to Western French Guiana. *Biological Invasions*, 13(8), 1767-1777.

Farina, A., Pieretti, N., & Morganti, N. (2013). Acoustic patterns of an invasive species: the Red-billed Leiothrix (*Leiothrix lutea* Scopoli 1786) in a Mediterranean shrubland. *Bioacoustics*, 22(3), 175-194.

Fiorillo, B. F., Faria, C. S., Silva, B. R., & Martins, M. (2018). Anurans from preserved and disturbed areas of Atlantic Forest in the region of Etá Farm, municipality of Sete Barras, state of São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica*, 18.

Flechas, S. V., Ortega-Chinchilla, J. E., Arenas, L. M., & Amézquita, A. (2018). The Function of Supplementary Notes in the Communication System of Johnstone’s Whistling Frog, *Eleutherodactylus johnstonei*. *Herpetological Review*, 49(4), 626-632.

Forrest, T. G. (1994). From sender to receiver: propagation and environmental effects on acoustic signals. *American zoologist*, 34(6), 644-654.

Frost, D. R. (2021). *Amphibian Species of the World: an Online Reference*. Version 6.1 (09/05/2022). Electronic Database accessible at <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. American Museum of Natural History, New York, USA.

Gambale, P.G. & Bastos, R.P. (2014). Vocal repertoire and bioacoustic analyses in *Physalaemus cuvieri* (Anura, Leptodactylidae) from southern Brazil. *The Herpetological Journal*, vol. 24, pp. 31-39.

Gerhardt, H. C. (1991). Female mate choice in treefrogs: static and dynamic acoustic criteria. *Animal Behaviour*, 42(4), 615–635.

Gerhardt, H. C., & Huber, F. (2002). *Acoustic communication in insects and anurans: common problems and diverse solutions*. University of Chicago Press.

Gerhardt, H. C., & Schwartz, J. J. (2001). Auditory tuning and frequency preferences in anurans. In 'Anuran Communication. (Ed. MJ Ryan.) pp. 73–85.

Ghalambor, C. K., McKay, J. K., Carroll, S. P., & Reznick, D. N. (2007). Adaptive versus non-adaptive phenotypic plasticity and the potential for contemporary adaptation in new environments. *Functional ecology*, 21(3), 394-407.

Grafe, T. U. (1996). The function of call alternation in the African reed frog (*Hyperolius marmoratus*): precise call timing prevents auditory masking. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 38(3), 149-158.

Haddad, C. F. B. (1995). Comunicação em anuros (Amphibia). *Anais de etologia*, 13, 116-132.

Halfwerk, W., Holleman, L. J., Lessells, C. K. M., & Slabbekoorn, H. (2011). Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of applied Ecology*, 48(1), 210-219.

Kaiser, H. (1997). Origins and introductions of the Caribbean frog, *Eleutherodactylus johnstonei* (Leptodactylidae): management and conservation concerns. *Biodiversity & Conservation*, 6(10), 1391-1407.

Kaiser, H., Barrio-Amorós, C. L., Trujillo, J. D., & Lynch, J. D. (2002). Expansion of *Eleutherodactylus johnstonei* in northern South America: Rapid dispersal through human interactions. *Herpetological Review*, 33(4), 290–294

Kaiser, K., Scofield, D. G., Alloush, M., Jones, R. M., Marczak, S., Martineau, K., Oliva, M. A. & Narins, P. M. (2011). When sounds collide: the effect of anthropogenic noise on a breeding assemblage of frogs in Belize, Central America *Behaviour* 148, 215 – 232

Köhler, J., Jansen, M., Rodríguez, A., Kok, P.J.R., Toledo, L.F., Emmrich, M., Glaw, F., Haddad, C.F.B. Rödel, M.O., & Vences M. (2017). The use of bioacoustic in anuran taxonomy: theory, terminology, methods and recommendations for best practice. *Zootaxa*, vol. 4251, no. 1, 1-124.

Kraus, F. (2008). Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis (Vol. 4). Springer Science & Business Media.

Krause, B. (1987). Bioacoustics, habitat ambience in ecological balance. *Whole Earth Review*, 57(Winter).

Lengagne, T. (2008). Traffic noise affects communication behaviour in a breeding anuran, *Hyla arborea*. *Biological conservation*, 141(8), 2023-2031.

Leon, E., Peltzer, P. M., Lorenzon, R., Lajmanovich, R. C., & Beltzer, A. H. (2019). Effect of traffic noise on *Scinax nasicus* advertisement call (Amphibia, Anura). *Iheringia. Série Zoologia*, 109.

Leonhardt, F., Jimenez-Bolaño, J. D., & Ernst, R. (2019). Whistling invaders: Status and distribution of Johnstone's Whistling frog (*Eleutherodactylus johnstonei* Barbour, 1914), 25 years after its introduction to Colombia. *NeoBiota*, 45, 39.

Lever, C. (2003). *Naturalized amphibians and reptiles of the world*. Oxford University Press, New York.

Lisboa, C. S., Vaz., R. I., Malagoli, L. R., Barbo, F. E., Venturini, R. C., & Brasileiro, C. A. (2021). Herpetofauna from an Atlantic Forest Fragment in São Paulo, Brasil. *Herpetological Conservation and Biology*, 16(2), 436-451.

Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10(3), 689-710.

Marcelino, V. R. 2009. Distribuição geográfica e variação morfológica em populações do anuro *Hypsiboas bischoffi* (Anura: Hylidae). Rio Claro (SP): Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho".

McGeoch, M. A., Butchart, S. H., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E. J., Symes, A., Chanson, J & Hoffmann, M. (2010). Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*, 16(1), 95-108.

McGregor, P. K., Dabelsteen, T., Shepherd, M., & Pedersen, S. B. (1992). The signal value of matched singing in great tits: evidence from interactive playback experiments. *Animal Behaviour*, 43(6), 987-998.

Medeiros, C. I., Both, C., Grant, T., & Hartz, S. M. (2017). Invasion of the acoustic niche: variable responses by native species to invasive American bullfrog calls. *Biological Invasions*, 19(2), 675-690.

Melo, M. A., Lyra, M. L., Brischi, A. M., Geraldi, V. C., & Haddad, C. F. B. (2014). First record of the invasive frog *Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae) in São Paulo, Brazil. *Salamandra*, 50(3), 177–180.

Mijares, A., Rodrigues M. T., Baldo, D. (2010) *Physalaemus cuvieri*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2

Narins, P. M. (1995). Frog communication. *Scientific American*, 273(2), 78-83.

Narins, P. M. (2001). Vibration communication in vertebrates. In *Ecology of sensing* (pp. 127-148). Springer, Berlin, Heidelberg.

Narins, P. M., Feng, A. S., & Fay, R. R. (Eds.). (2007). *Hearing and sound communication in amphibians* (Vol. 28). Springer Science & Business Media.

Nunes, I., Kwet, A., & Pombal, J. P. (2012). Taxonomic revision of the *Scinax* alter species complex (Anura: Hylidae). *Copeia*, 2012(3), 554-569.

Oksanen J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O’Hara, R. B. (2013). Package “vegan.” *Community Ecology Package* version. 2013;2.

Ortega, J. E., Serrano, V. H., & Ramírez-Pinilla, M. P. (2005). Reproduction of an introduced population of *Eleutherodactylus johnstonei* at Bucaramanga, Colombia. *Copeia*, 2005(3), 642-648.

Palhares, W. R., Melo, N. B. V., Brasileiro, C. A. Acoustic repertoire: advertisement, territorial, and courtship call of Snouted-Treefrog (*Scinax imbegue*). Submetido à publicação.

Palhares, Wellington R. *Biologia reprodutiva de Scinax imbegue* (Anura:Hylidae). Orientadora: Cinthia Aguirre Brasileiro. 2020. 81 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Paulo, Diadema, 2020

Parris, K. M., Velik-Lord, M., & North, J. M. (2009). Frogs call at a higher pitch in traffic noise. *Ecology and Society*, 14(1).

Phillott, A. D., Skerratt, L. F., McDonald, K. R., Lemckert, F. L., Hines, H. B., Clarke, J. M., & Speare, R. (2007). Toe-clipping as an acceptable method of identifying individual anurans in mark recapture studies. *Herpetological Review*, 38, 305-308.

Pombal Jr, J. P. (2010). O espaço acústico em uma taxocenose de anuros (Amphibia) do Sudeste do Brasil. *Arquivos do Museu Nacional*, 68(1-2), 135-144.

Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., ... & Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511-1534.

Raboin, M., & Elias, D. O. (2019). Anthropogenic noise and the bioacoustics of terrestrial invertebrates. *Journal of Experimental Biology*, 222(12), jeb178749.

Rheindt, F. E. (2003). The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal für Ornithologie*, 144(3), 295-306.

Ryan, M. J., & Rand, A. S. (1993). Species recognition and sexual selection as a unitary problem in animal communication. *Evolution*, 47(2), 647-657.

Santos, E. J., & Conte, C. E. (2014). Riqueza e distribuição temporal de anuros (Amphibia: Anura) em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. *Iheringia, Série Zoologia*, 104(3): 323-333.

Santos, P. M., & Funari, F. L. (2002). Clima Local. Pp. 76–93. In Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): Unidade de Conservação que Resiste à Urbanização de São Paulo. Bicudo, D.C., M.C. Forti, and C.E.M. Bicudo (Orgs.). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, Brazil.

Schmidt, A. K., & Balakrishnan, R. (2015). Ecology of acoustic signaling and the problem of masking interference in insects. *Journal of Comparative Physiology A*, 201(1), 133-142.

Schmidt, A. K., & Römer, H. (2011). Solutions to the cocktail party problem in insects: selective filters, spatial release from masking and gain control in tropical crickets. *PLoS One*, 6(12), e28593.

Schwartz, A. (1967). Frogs of the genus *Eleutherodactylus* in the Lesser Antilles. *Studies on the Fauna of Curacao and other Caribbean Islands*, 24(1), 1-62.

Shannon, C. E. & Weaver (1949). A mathematical theory of communication. The Bell system technical journal, 27(3), 379-423.

Shannon, G., McKenna, M. F., Angeloni, L. M., Crooks, K. R., Fristrup, K. M., Brown, E., ... & Wittemyer, G. (2016). A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews*, 91(4), 982-1005.

Shannon, G., McKenna, M. F., Angeloni, L. M., Crooks, K. R., Fristrup, K. M., Brown, E., ... & Wittemyer, G. (2016). A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews*, 91(4), 982-1005.

Shieh, B. S., Liang, S. H., Chen, C. C., Loa, H. H., & Liao, C. Y. (2012). Acoustic adaptations to anthropogenic noise in the cicada *Cryptotympana takasagona* Kato (Hemiptera: Cicadidae). *Acta Ethologica*, 15(1), 33-38.

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., ... & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58-66.

Starnberger, I., Preininger, D., & Hödl, W. (2014). From uni-to multimodality: towards an integrative view on anuran communication. *Journal of Comparative Physiology A*, 200(9), 777-787.

Sueur, J., Aubin, T., & Simonis, C. (2008). Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics*, 18(2), 213-226.

Sun, J. W., & Narins, P. M. (2005). Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation*, 121(3), 419-427.

Taper, M. L., & Case, T. J. (1992). Coevolution among competitors. *Oxford Surveys in Evolutionary Biology*, 8, 63-63.

Tárano, Z., & Fuenmayor, E. (2008). Analysis of the Vocalizations of Johnstone's Whistling Frog (*Eleutherodactylus johnstonei*: Eleutherodactylidae) in Northern-central Venezuela. *South American Journal of Herpetology*, 3(3), 229-238.

Tenessen, J. B., Parks, S. E., & Langkilde, T. (2014). Traffic noise causes physiological stress and impairs breeding migration behaviour in frogs. *Conservation Physiology*, 2(1), cou032. <https://doi.org/10.1093/conphys/cou032>

Tennessen, J. B., Parks, S. E., Tennessen, T. P., & Langkilde, T. (2016). Raising a racket: invasive species compete acoustically with native treefrogs. *Animal Behaviour*, 114, 53-61.

Toledo, L. F., Martins, I. A., Bruschi, D. P., Passos, M. A., Alexandre, C., & Haddad, C. F. (2015). The anuran calling repertoire in the light of social context. *Acta Ethologica*, 18(2), 87-99.

Vargas-Salinas, F., & Amézquita, A. (2013). Traffic noise correlates with calling time but not spatial distribution in the threatened poison frog *Andinobates bombetes*. *Behaviour*, 150(6), 569-584.

Vitt, L.J & Caldwell, J.P. 2009. *Herpetology: An introductory biology of amphibians and reptiles*. Third Edition. Elsevier Inc. 697 pp.

Wells, K. D. (1977). The courtship of frogs. *The Reproductive Biology of Amphibians* (pp. 233-262). Springer, Boston, MA.

Wells, K. D. (2007). *The Ecology and Behavior of Amphibians*. University of Chicago Press.

Wells, K. D., & Schwartz, J. J. (2007). The behavioral ecology of anuran communication. In *Hearing and sound communication in amphibians* (pp. 44-86). Springer, New York, NY.

Wells, K. D., & Taigen, T. L. (1986). The effect of social interactions on calling energetics in the gray treefrog (*Hyla versicolor*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 19(1), 9-18.

Wiley, R. H., & Richards, D. G. (1978). Physical constraints on acoustic communication in the atmosphere: implications for the evolution of animal vocalizations. *Behavioral Ecology and sociobiology*, 3(1), 69-94.

Wong, S., Parada, H., & Narins, P. M. (2009). Heterospecific acoustic interference: effects on calling in *Oophaga pumilio*. *Biotropica*, 41(1), 74.

Yuan, M. L., Frederick, J. H., McGuire, J. A., Bell, R. C., Smith, S. R., Fenton, C., Cassius, J., Willians, R., Wang, I. J., Powell, R. & Hedges, S. B. (2022). Endemism, invasion,

and overseas dispersal: the phylogeographic history of the Lesser Antillean frog, *Eleutherodactylus johnstonei*. *Biological Invasions*, 1-16.

Zelick, R. D., & Narins, P. M. (1982). Analysis of acoustically evoked call suppression behaviour in a neotropical treefrog. *Animal Behaviour*, 30(3), 728-733.

Zuk, M., Tanner, J. C., Schmidtman, E., Bee, M. A., & Balenger, S. (2017). Calls of recently introduced coquí frogs do not interfere with cricket phonotaxis in Hawaii. *Journal of Insect Behavior*, 30(1), 60-69.

CAPÍTULO II

Impactos socioeconômicos provocados por *Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae) em uma área urbana de São Paulo, Brasil

RESUMO

Invasões biológicas estão intimamente relacionadas às atividades humanas. Espécies exóticas causam impactos econômicos e sociais, prejudicando o bem-estar humano e a economia. Avaliar estes impactos é útil para minimizar introduções de espécies potencialmente danosas, priorizar o controle ou remoção de populações. *Eleutherodactylus johnstonei* é um anuro exótico introduzido e estabelecido no Brasil em uma área urbana, com potencial para causar poluição sonora e perturbar o bem-estar dos residentes e visitantes da área. Para investigar os impactos socioeconômicos relacionados a *E. johnstonei*, distribuí questionários para residentes, visitantes e prestadores de serviço das áreas de ocorrência da população exótica. Busquei avaliar o conhecimento e as percepções dos entrevistados em relação à espécie exótica e identificar atividades que foram alteradas pela presença de *E. johnstonei*. Quase metade dos entrevistados não sabem da presença da espécie exótica na área de estudo. Dentre os grupos entrevistados, os residentes são os que mais relataram impactos positivos/negativos causados pela população exótica. Os prejuízos estão restritos ao sono, atrapalhado pela poluição sonora causada por *E. johnstonei* no período noturno. No entanto, o canto de *E. johnstonei* também está relacionado aos benefícios relatados, ajudando pessoas a dormir e recordar áreas pouco urbanizadas. A maioria dos entrevistados têm uma percepção limitada do problema que espécies exóticas e invasoras representam, e, portanto, são necessárias campanhas de educação e conscientização pública, a fim de evitar a dispersão de *E. johnstonei* para outras áreas. Para melhorar as conclusões sobre os impactos, recomendamos que a percepção dos entrevistados seja avaliada durante a atividade reprodutiva da espécie exótica e as respostas sejam comparadas.

ABSTRACT

Biological invasions are closely related to human activities. Exotic species cause economic and social impacts, harming human well-being and the economy. Assessing these impacts is helpful to minimize introductions of potentially harmful species and prioritize the control or removal of populations. *Eleutherodactylus johnstonei* is an exotic frog introduced and established in Brazil in an urban area, with the potential to cause noise pollution and disturb the well-being of residents and visitors to the area. To investigate the socioeconomic impacts related of *E. johnstonei*, I distributed questionnaires to residents, visitors and service providers in areas where the exotic population occurs. I sought to assess the knowledge and perceptions of respondents regarding the exotic species and identify activities that were altered by the presence of *E. johnstonei*. Almost half of the interviewees are unaware of the exotic species in the study area. Among the groups interviewed, residents are the ones who most reported positive/negative impacts caused by the exotic population. The damage is restricted to sleep, hampered by noise pollution caused by *E. johnstonei* at night. However, the song of *E. johnstonei* is also related to the reported benefits, helping people to sleep and remember less urbanized areas. Most the interviewees have a limited perception of the problem that exotic and invasive species represent, so education and public awareness campaigns are needed to prevent the spread of *E. johnstonei* to other areas. To improve conclusions on impacts, we recommend that respondents perceptions be assessed during the reproductive activity of the exotic species and the responses compared.

INTRODUÇÃO

As invasões biológicas estão intimamente relacionadas às atividades humanas (Blackburn et al., 2011), como transporte de mercadorias e perturbação de ambientes. Essas atividades facilitam a chegada, estabelecimento, proliferação e dispersão de espécies exóticas, favorecendo invasões em áreas urbanas e em áreas naturais próximas (Kowarik, 2011; Cadotte et al., 2017; Potgieter & Cadotte 2020). À medida que áreas se tornam cada vez mais urbanizadas e conectadas, introduções (acidentais ou intencionais) de novas espécies tornam-se mais frequentes (Perrings et al. 2010; Essl et al. 2011).

Recentemente, estudos sobre os impactos causados por espécies exóticas e invasoras têm aumentado (Van Wilgen et al., 2021). Estas espécies podem contribuir para a perda da biodiversidade (Pejchar & Mooney 2009; Simberloff et al., 2013), degradando serviços ecossistêmicos (e.g., Walsh et al., 2016) e ameaçando espécies nativas (Blackburn et al., 2019). Espécies exóticas e invasoras também podem prejudicar o bem-estar humano e economia, afetando setores como agricultura, pesca, produção de energia, silvicultura e comércio internacional (Lovell et al., 2006; Pyšek & Richardson, 2010; Measey et al., 2016). Os impactos podem variar entre espécies e contextos (Kumschick et al., 2015a; Kumschick et al., 2015b; Pyšek et al., 2012; Ricciardi & Cohen, 2007), sendo as consequências socioeconômicas muitas vezes sutis e difíceis de avaliar (Pyšek & Richardson, 2010).

Impactos socioecológicos e econômicos decorrente de invasões podem ser percebidos de forma mais intensa em áreas urbanas devido à alta densidade populacional humana (Potgieter et al., 2021). Avaliar estes impactos provocados por táxons exóticos é útil para minimizar introduções de espécies potencialmente danosas, e priorizar o controle ou remoção de populações estabelecidas, implementando ações de manejo (McGeoch et al., 2016; Measey et al., 2016). No Brasil, calcula-se que espécies invasoras tenham causado prejuízos contabilizados em mais de US\$ 104 bilhões, e que apenas US\$ 1,19 bilhão foram investidos em prevenção, controle ou erradicação dos invasores (Adelino et al., 2021).

Atualmente são conhecidas mais de 100 espécies de anfíbios exóticos no mundo (Measey et al., 2016). Os principais meios de introdução de anfíbios ocorrem por meio do transporte acidental em mercadorias, e de maneira intencional como agentes de controle biológicos e comércio de animais de estimação e plantas (Kraus & Campbell, 2002; Kraus, 2008). Anfíbios invasores podem prejudicar a economia gerando custos com controle e

erradicação dos indivíduos (Kraus, 2008). Dentre os impactos socioeconômicos, destacam-se os causados por *Rhinella marina* (sapo cururu) e *Eleutherodactylus coqui*. *Rhinella marina* é conhecida por ameaçar animais domésticos, causando intoxicação de cães após morder ou ingerir os sapos (Reeves, 2004). Além disso, povos aborígenes na Austrália alteraram alguns hábitos tradicionais em resposta à invasão do sapo-cururu, como evitar consumir água de fontes habitadas pelos sapos (Seton & Bradley, 2004). *Eleutherodactylus coqui* é responsável por diminuir os valores de propriedades no Havaí devido a poluição sonora causado pela vocalização dos machos (Kaiser & Burnett, 2006), e causou perdas econômicas para a indústria havaiana de viveiros (Kaiser & Burnett, 2006).

Embora relatos de espécies de anfíbios invasores no Brasil aumentem a cada ano (Forti et al., 2017), estudos sobre os impactos socioeconômicos ainda são raros, mesmo estes sendo essenciais para decisões de manejo de populações exóticas (Crowley et al, 2017). A espécie *Eleutherodactylus johnstonei* possui populações estabelecidas e invasoras nas ilhas do Caribe, Europa, América Central e do Sul, incluindo o Brasil (Kaiser et al., 2002; Lever, 2003; Ernest et al., 2012; Leonhardt et al. 2019). *Eleutherodactylus johnstonei* possui desenvolvimento direto e a introdução de indivíduos está associada ao comércio de plantas ornamentais (Lever, 2003). A princípio, é por meio dessa via de introdução que a população estabelecida de *E. johnstonei* no Brasil foi introduzida na cidade de São Paulo (Melo et al., 2014; Toledo & Measey, 2018). No entanto, há relatos de introdução intencional por parte de uma moradora (observação pessoal). Nada se sabe sobre os impactos ambientais e socioeconômicos causados por *Eleutherodactylus johnstonei* (Measey et al., 2016; Bacher et al, 2018). Alguns estudos mencionam que assim como seu congênérico *E. coqui*, *E. johnstonei* pode causar poluição sonora e perturbar o bem-estar devido aos cantos altos durante a estação reprodutiva, podendo levar à depreciação de imóveis (Forti et al. 2017; Toledo & Measey 2018).

Neste estudo, investiguei os impactos socioeconômicos provocados por *Eleutherodactylus johnstonei* em uma área urbana em São Paulo, Brasil. Para isso, acessei diferentes constituintes do bem-estar humano através de questionários, focando em como a presença de *E. johnstonei* afetou a saúde, bens materiais e despesas, segurança e relações sociais, espirituais e culturais (Pejchar & Mooney, 2009; Bacher et al. 2018). Para atingir esse objetivo: (1) avaliei o conhecimento e as percepções dos entrevistados em relação à espécie exótica; e (2) identifiquei quais atividades foram alteradas pela presença de *E. johnstonei*, uma vez que o que é importa para o bem-estar humano é o quanto as atividades realizadas mudam e o número de pessoas afetadas (Robeyns, 2005; Pejchar & Mooney, 2009). Esperamos contribuir

para a compreensão dos efeitos sociais e econômicos das espécies exóticas e para as políticas de gestão envolvendo o controle da população de *E. johnstonei* estabelecida.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Realizei o estudo entre agosto e outubro de 2021 e em maio de 2022, fora do período reprodutivo da população introduzida de *E. johnstonei*, em duas áreas localizadas no distrito de Santo Amaro, região Sul da cidade de São Paulo, Brasil, onde as populações da espécie exótica ocorre. A primeira área está localizada nos bairros Jardim Petrópolis e Jardim Cordeiro (23° 37' 59.479" S 46° 41' 3.010" W) e a segunda área no bairro Alto da Boa Vista (23° 38' 8.015" S 46° 41' 26.922" W). Os indivíduos de *E. johnstonei* encontram-se na área urbanizada em jardins residenciais e canteiros de vegetação, no qual a maior parte da vegetação é ornamental. Os indivíduos de *E. johnstonei* estão ativos na estação chuvosa e quente, ou seja, de novembro a abril (Brasileiro et al. 2021)

Amostragem e design de questionário

Para representar a heterogeneidade de entrevistados que podem ou não ser afetados pela introdução de *Eleutherodactylus johnstonei*, as amostras consistiram em residentes, visitantes e prestadores de serviço. Defini residentes como os moradores das áreas de estudo; visitantes como os frequentadores esporádicos na área e, prestadores de serviços como pessoas que trabalham regularmente na área. Todos os entrevistados possuíam 18 anos de idade ou mais e receberam o questionário entre agosto e outubro de 2021 e em maio de 2022

Conduzi as entrevistas mediante questionários por meio de uma abordagem presencial e online. Na abordagem presencial, percorri as ruas das áreas escolhidas (ruas de ocorrência de *E. johnstonei* e ruas paralelas) e selecionei a população da amostra para a aplicação dos questionários face a face, solicitando a participação em nosso estudo. Na abordagem online, enviei os questionários por e-mail, porque neste caso, os entrevistados não podiam responder presencialmente. Encerrei as entrevistas após a sessão “conhecimentos sobre a espécie alvo” para os entrevistados que não estavam familiarizados com o canto e não reconheciam ou

encontravam com *E. johnstonei*. Dessa forma, apenas aqueles que experenciam a presença da espécie exótica responderam às perguntas sobre impactos provocados por ela.

Essa metodologia de amostragem apresentou algumas limitações, pois as informações teriam sido mais homogêneas se tivéssemos conduzido todos os questionários de maneira presencial. No entanto, muitos residentes e visitantes preferiram não responder os questionários presencialmente por causa da pandemia da COVID-19. Assim, desenvolvemos e aplicamos os questionários de maneira online, com a intenção de obter o máximo de respostas.

Utilizei um questionário estruturado composto por questões objetivas e subjetivas. As questões subjetivas não eram obrigatórias e serviram para obter mais detalhes no caso de uma resposta positiva a uma questão objetiva. O questionário foi dividido nas seguintes seções: (1) informações sociodemográficas; (2) familiaridade do entrevistado com a área de estudo; (3) conhecimentos sobre a espécie alvo; (4) percepção dos impactos na saúde; (5) percepção dos impactos nas despesas e bens materiais; (6) percepção dos impactos na segurança; e (7) percepção dos impactos nas relações sociais e culturais (ver apêndice). Utilizei recursos visuais (imagem de *E. johnstonei*) e sonoros (canto de anúncio de *E. johnstonei*) para a melhor contextualização das questões. A pesquisa foi autorizada pelo Comitê de Ética em pesquisa (CAAE: 32204820.1.0000.5505).

Análise de dados

Triei todas as respostas obtidas através da abordagem presencial e descartei as respostas de entrevistados que se mostraram confusos em relação às questões. Na abordagem online, triei e descartei questionários que apresentaram respostas contraditórias ou incompletas. Comparei as respostas obtidas e informei os resultados para cada grupo separadamente.

RESULTADOS

Identidade dos entrevistados

Obtive 41 questionários respondidos de forma presencial (63,4%, n= 26) e online (36,6%, n= 15). Residentes representaram 63,4% dos entrevistados, enquanto visitantes e prestadores de serviço representaram 22% e 14,6%, respectivamente.

Conhecimento dos entrevistados sobre *E. johnstonei*

Ao total, 51,2% dos entrevistados (n=21) estão cientes da presença da população de *E. johnstonei* na área de estudo. Dentre os residentes, 53,8% conhecem o canto de *E. johnstonei* e escutaram em suas residências, enquanto 42,3% afirmaram não reconhecer e nunca terem escutado o canto em suas residências e 3,9% dos residentes se mostraram em dúvida. Em relação a presença de *E. johnstonei*, 42,3% dos residentes reconhecem o animal e encontram-no em suas residências, 50% não reconhecem o animal e não o encontram e 7,8% se mostraram em dúvida e não souberam responder.

Dentre os visitantes, 22,2 % afirmaram estar familiarizados com o canto de *E. johnstonei* e já terem escutado o canto nas áreas de estudo, enquanto 77,8% afirmaram não reconhecer o canto e nunca terem escutado. Nenhum visitante reconheceu *E. johnstonei* quando apresentado a imagem durante a entrevista e, nenhum visitante encontrou *E. johnstonei* nas áreas de estudo.

Dentre os prestadores de serviços, apenas 16,7% afirmaram estar familiarizados com o canto de *E. johnstonei* e já terem escutado o canto na área de estudo, e 83,3% afirmaram não reconhecer e nunca terem escutado. Nenhum prestador de serviços reconheceu ou já encontrou *E. johnstonei*.

Cerca de 41,5% dos entrevistados sabem que *E. johnstonei* é uma espécie exótica, enquanto 34,1% acreditam que *E. johnstonei* é nativo do Brasil e 24,4% não souberam responder. Dentre aqueles que acreditam que *E. johnstonei* é uma espécie exótica (n=17), 35,3% atribuem a introdução a vias acidentais, 53% atribuem a vias intencionais, como animal de estimação (PET) e 11,7% atribuem a uma via indeterminada.

Percepção dos entrevistados sobre impactos causados por *E. johnstonei*

Dentre os entrevistados, visitantes e prestadores de serviço não relataram impactos causados por *E. johnstonei* em nenhum dos constituintes do bem estar humano utilizados neste estudo (saúde e bem-estar, despesas e bens materiais, segurança e relações sociais e culturais). Por esse motivo, os resultados sobre a percepção dos entrevistados sobre os impactos são descritos apenas para moradores que reconheceram o canto ou a imagem de *E. johnstonei* (n=18) durante a entrevista.

Saúde e bem-estar

Todos os entrevistados afirmaram não ter abandonado atividades de lazer devido a presença de *E. johnstonei*, ou de seu canto, em suas residências ou vizinhança. Menos de 20% dos residentes afirmaram que alteraram hábitos na presença de *E. johnstonei*, como mudanças no horário de dormir (66,7%) e fechamento de janelas e portas para diminuir o barulho e evitar que os indivíduos entrem na casa (33,3%).

Cerca de 22,2% dos residentes afirmaram se beneficiar da presença de *E. johnstonei*, relatando que o canto promove relaxamento e sensações agradáveis, e ajuda a dormir. Por outro lado, 50% dos residentes afirmaram serem prejudicados em algum grau pela presença de *E. johnstonei*, experienciando uma diminuição na qualidade do sono (100%), piora da saúde mental (44,4%) e/ou dificuldade de concentração em atividades de lazer e/ou trabalho (55,5%). Os demais (28,8% dos residentes) se mostraram indiferentes em relação aos benefícios e aos prejuízos relacionados a presença de *E. johnstonei*.

Despesas e bens materiais

Apenas um residente (5,6%) relatou aumento das despesas por causa da presença da espécie exótica. Este entrevistado revelou que passou a deixar luzes do quintal acesas durante a noite na tentativa de diminuir a atividade de vocalização de *E. johnstonei*, que é um anuro de hábitos noturnos. No entanto, 27,8% dos residentes tentaram eliminar *E. johnstonei* de suas residências, por meio de produtos químicos, retirada de vegetação e busca ativa. Nenhum entrevistado demonstrou interesse em se mudar por causa da presença de *E. johnstonei* ou relatou desvalorização de imóveis.

Segurança

Cerca de 11% dos residentes afirmaram que se sentem ameaçados pela presença de *E. johnstonei* em suas residências. Quando perguntados de que forma, relataram receio de doenças e ataques. Apenas um residente (5,5%) relatou um acidente leve envolvendo *E. johnstonei* e uma criança que se assustou com a presença de um indivíduo.

Relações sociais e culturais

Apenas um residente (5,5%) relatou incidente envolvendo seu animal de estimação, que ingeriu indivíduos de *E. johnstonei* e passou mal. Após esse incidente, o residente tentou eliminar os sapos de sua residência. 11% acreditam que *E. johnstonei* pode fazer mal para pessoas e animais domésticos. Metade dos residentes entrevistados (n=9) acreditam que *E. johnstonei* pode ameaçar espécies nativas e ecossistemas. Quando perguntados sobre como, os mecanismos mencionados foram: competição (66,7%), predação (33,3%) e transmissão de doenças (16,7%).

DISCUSSÃO

Este estudo é o primeiro a avaliar percepções e potenciais impactos socioeconômicos relacionados as populações exóticas de *Eleutherodactylus johnstonei*. Os resultados demonstram que um pouco mais da metade dos entrevistados sabem da presença da população de *E. johnstonei* na área de estudo. Embora a população de *E. johnstonei* tenha se estabelecido na região há pelo menos 25 anos (Toledo & Measey 2018), a maior parte dos entrevistados não reconhece a imagem da espécie exótica, mesmo parte já tendo escutado seu canto. Isso também ocorre em decorrência do hábito noturno de *E. johnstonei* e porque os indivíduos apresentam uma coloração críptica e muitas vezes vocalizam escondidos na vegetação, o que impede a clara visualização. Dessa forma, a presença dos indivíduos muitas vezes passa despercebida. O principal sinal da presença dos indivíduos é o som produzido pelo canto dos machos durante a estação reprodutiva, que ocorre de novembro a abril. Esse resultado reforça a dificuldade de detecção imediata de novas áreas invadidas por *E. johnstonei* dado que muitos moradores residem nas casas por anos e mesmo assim tem dificuldade em reconhecer a espécie exótica.

A maior parte dos entrevistados sabem que *E. johnstonei* é uma espécie exótica. Isto pode ter relação com o contato prévio dos entrevistados com pesquisadores que realizam coletas na área há pelo menos 8 anos (Melo et al., 2014) e materiais de divulgação científica e matérias jornalísticas. Porém, nenhum entrevistado soube afirmar com certeza a via de introdução da espécie na região. Ao contrário de outras populações exóticas de *E. johnstonei*, a maioria dos moradores afirma que indivíduos de *E. johnstonei* foram introduzidos no Brasil de forma intencional por uma moradora que apreciava o canto dos indivíduos. Neste caso, essa seria o primeiro registro de introdução intencional registrado para essa espécie.

Os entrevistados têm uma percepção limitada dos potenciais impactos causados pela espécie exótica. O grupo dos residentes está mais consciente da presença de *E. johnstonei* do que os visitantes e os prestadores de serviço, e as percepções sobre os prejuízos e benefícios causados pela população exótica diferiram entre os grupos. Dado que *E. johnstonei* vocalizam principalmente durante as noites, essas diferenças entre residentes e visitantes/ trabalhadores são esperadas, uma vez que estes frequentam a área no período diurno. O número de visitantes e prestadores de serviço entrevistados foi baixo e podem representar a realidade.

Dentre todos os constituintes avaliados, “saúde e bem-estar” foi o que apresentou menor número de respostas indiferentes. Metade dos residentes sentem prejuízos na saúde e bem estar relacionados a poluição sonora causada por *E. johnstonei*. Esse fato merece atenção, uma vez que as queixas foram classificadas como moderadas a intensas, levando parte dos entrevistados a alterar hábitos buscando reduzir o barulho. O limite de barulho tolerado em áreas residenciais de São Paulo após às 20h00 é de até 50Db (ABNT-NBR 0.151/2000). O canto de *E. johnstonei* registrado na entrada das residências das áreas de estudo está entre 70Db e 80Db (Melo & Brasileiro, 2022) excedendo os níveis de ruído permitido, e durando do anoitecer até o amanhecer. Essa exposição prolongada ao barulho causa irritabilidades e pode levar ao estresse crônico, como observado em uma residente por Melo et al. (2014). As mesmas dificuldades em dormir e participar de atividades noturnas foram reportadas para *E. coqui* por moradores no Havaí (Beard et al. 2009). Em 2004, autoridades do Havaí declararam estado de emergência em relação a situação ao coqui, alegando que ruído excessivo emitido pelos invasores representava uma ameaça para a saúde e bem-estar humanos, e para a economia da ilha (Beard & Pitt, 2005).

Entrevistados relataram se beneficiar do canto de *E. johnstonei* para dormir e apreciar sua presença na região. Aspectos benéficos também foram descritos para *Eleutherodactylus coqui* no Havaí, onde o canto dos invasores ajuda pessoas a dormir e com a recordação de áreas rurais ou pouco urbanizadas (Beard et al. 2009). Estas impressões positivas a respeito da presença do invasor levaram a criação de campanhas para salvar *E. coqui* no Havaí (Kraus & Campbell, 2002; Gonzalez-Pagan, 2007). O mesmo ocorre para *E. johnstonei* em São Paulo, onde entrevistados manifestaram vontade de levar os indivíduos para outros lugares, como sítios e chácaras, para desfrutar da vocalização dos machos (observação pessoal). Este também é o motivo da presença de *E. johnstonei* na segunda área de estudo (bairro Alto da Boa Vista), que foi levado intencionalmente para a casa de uma moradora após ela tomar conhecimento da existência de uma população exótica próxima (Souza, 2021). Esta situação demonstra a necessidade de conscientizar a população sobre os riscos das invasões biológicas, e ressalta a

utilidade de conhecer a percepção das pessoas no momento de formular políticas públicas para o controle de espécies exóticas (Shackleton et al., 2019).

Populações exóticas de *E. johnstonei* geralmente estão estabelecidas em áreas urbanas bem desenvolvidas com moradias de alto custo, conhecidas como bairros nobres (Gorzula & Senaris, 1998; Kaiser et al., 2002). A população exótica de *E. johnstonei* também está estabelecida em uma área residencial nobre de São Paulo e reflete, mais uma vez, o nível socioeconômico elevado dos residentes. Jardins com plantas ornamentais importadas e um sistema de irrigação são encontrados em todas as casas dos residentes entrevistados. Esse fator socioeconômico deve ser levado em consideração ao avaliar impactos nas despesas e bens materiais. A presença de *E. coqui* em residências no Havaí causaram desvalorização dos imóveis e prejuízos para a economia (Kaiser & Burnett, 2006), no entanto não há evidência ou relato da desvalorização das residências ocupadas por *E. johnstonei* em São Paulo. Pelo contrário, a região possui valorização crescente desde a chegada de meios de transporte. Despesas e prejuízos materiais foram considerados irrelevantes. Em relação a segurança e as relações sociais e culturais, a maioria dos residentes se mantiveram indiferentes, indicando que estes constituintes não são impactados pela presença de *E. johnstonei*.

Os resultados encontrados reforçam a importância de considerar a percepção dos residentes em avaliar impactos causados por espécies exóticas invasoras. Deve-se notar que a maioria dos entrevistados têm uma percepção limitada do problema que espécies exóticas e invasoras representam, e, portanto, são necessárias campanhas de educação e conscientização pública, a fim de evitar a dispersão de *E. johnstonei* para outras áreas, como parques, praças, chácaras e sítios. A percepção dos entrevistados sobre os problemas avaliados neste estudo pode mudar de acordo com a presença ou ausência do estímulo (canto de *E. johnstonei*). Por esse motivo, é recomendado que a percepção dos entrevistados seja avaliada durante a atividade reprodutiva da espécie exótica para comparar os resultados e obter melhores conclusões sobre os impactos, uma vez que o bem estar humano é um conceito multidimensional e dinâmico (Fry et al. 2017).

REFERÊNCIAS

Adelino, J. R. P., Heringer, G., Diagne, C., Courchamp, F., Faria, L. D. B., & Zenni, R. D. (2021). The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. *NeoBiota*, 67, 349.

Bacher, S., Blackburn, T. M., Essl, F., Genovesi, P., Heikkilä, J., Jeschke, J. M., ... & Kumschick, S. (2018). Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). *Methods in Ecology and Evolution*, 9(1), 159-168.

Beard, K. H., Price, E. A., & Pitt, W. C. (2009). Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 5. *Eleutherodactylus coqui*, the Coqui Frog (Anura: Leptodactylidae) 1. *Pacific Science*, 63(3), 297-316.

Blackburn, T. M., Bellard, C., & Ricciardi, A. (2019). Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(4), 203-207.

Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333-339.

Brasileiro, C. A., Fonseca, E., Giovanelli, J. G. R., Melo, N. B. V., Both, C. Herpetofauna invasora no Brasil: presente e futuro. In: Luis Felipe Toledo. (Org.). *Herpetologia Brasileira Contemporânea*. 1ed.São Paulo: Anolis Book, 2021, v. 1, p. 263-273.

Cadotte, M. W., Yasui, S. L. E., Livingstone, S., & MacIvor, J. S. (2017). Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biological Invasions*, 19(12), 3489-3503.

Crowley, S. L., Hinchliffe, S., & McDonald, R. A. (2017). Invasive species management will benefit from social impact assessment. *Journal of Applied Ecology*, 54, 351–357

Ernest, R., Massemin, D., & Kowarik, I. (2012). Non-invasive invaders from the Caribbean: the status of Johnstone's Whistling frog (*Eleutherodactylus johnstonei*) ten years after its introduction to Western French Guiana. – *Biological Invasions*, 13: 1767–1777.

Essl, F., Dullinger, S., Rabitsch, W., Hulme, P. E., Huelber, K., Jarošík, V. K. I., Krausmann, F., Kühn, I., Nentwig, W., Vilà, M., Genovesi, P., Gherardi, F., Desprez-Loustau,

M. L., Roques, A., Pyšek, P. (2011). Socio-economic legacy yields an invasion debt. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(1), 203-207.

Forti, L. R., Becker, C. G., Tacioli, L., Pereira, V. R., Santos, A. C. F., Oliveira, I., Haddad, C. F. B., & Toledo, L. F. (2017). Perspectives on invasive amphibians in Brazil. *PloS one*, 12(9), e0184703.

Fry, B. P., Agarwala, M., Atkinson, G., Clements, T., Homewood, K., Mourato, S., ... & Milner-Gulland, E. J. (2017). Monitoring local well-being in environmental interventions: a consideration of practical trade-offs. *Oryx*, 51(1), 68-76.

Gonzalez-Pagan, O. (2007). Hawaii residents' attitudes towards the management of an invasive frog species (*Eleutherodactylus coqui*). Undergraduate honors thesis, Cornell University, Ithaca, New York.

Gorzula, S. & Señaris, J. C. (1998). Contribution to the herpetofauna of the Venezuela Guyana. I. A data base. *Scientia Guianae* (8):1-269.

Kaiser, B. A., & Burnett, K. M. (2006). Economic impacts of *E. coqui* frogs in Hawaii. *Interdisciplinary Environmental Review*, 8(2), 1-11.

Kaiser, H., Barrio-Amorós, C. L., Trujillo, J. D., & Lynch, J. D. (2002). Expansion of *Eleutherodactylus johnstonei* in northern South America: Rapid dispersal through human interactions. *Herpetological Review*, 33(4), 290–294

Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental pollution*, 159(8-9), 1974-1983.

Kraus, F. (2008). Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis (Vol. 4). Springer Science & Business Media.

Kraus, F., & Campbell, E. W. (2002). Human-mediated escalation of a formerly eradicable problem: the invasion of Caribbean frogs in the Hawaiian Islands. *Biological Invasions*, 4(3), 327-332.

Kumschick, S., Bacher, S., Marková, Z., Pergl, J., Pyšek, P., Vaes-Petignat, S., van der Veer, G., Vilà, M. & Nentwig, W. (2015a) Comparing impacts of alien plants and animals using a standard scoring system. *Journal of Applied Ecology*, 52, 552–561.

Kumschick, S., Blackburn, T. & Richardson, D.M. (2015b) Managing alien bird species: time to move beyond “100 of the worst” lists? *Bird Conservation International*, 26,1–10.

Leonhardt, F., Jimenez-Bolaño, J. D., & Ernst, R. (2019). Whistling invaders: Status and distribution of Johnstone’s Whistling frog (*Eleutherodactylus johnstonei* Barbour, 1914), 25 years after its introduction to Colombia. *NeoBiota*, 45, 39.

Lever, C. (2003). *Naturalized amphibians and reptiles of the world*. Oxford University Press, New York.

Lovell, S. J., Stone, S. F., & Fernandez, L. (2006). The economic impacts of aquatic invasive species: a review of the literature. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 195-208.

McGeoch, M. A., Genovesi, P., Bellingham, P. J., Costello, M. J., McGrannachan, C., & Sheppard, A. (2016). Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biological Invasions*, 18(2), 299-314.

Measey, G. J., Vimercati, G., De Villiers, F. A., Mokhatla, M., Davies, S. J., Thorp, C. J., ... & Kumschick, S. (2016). A global assessment of alien amphibian impacts in a formal framework. *Diversity and Distributions*, 22(9), 970-981.

Melo, M. A., Lyra, M. L., Brischi, A. M., Geraldi, V. C., & Haddad, C. F. B. (2014). First record of the invasive frog *Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae) in São Paulo, Brazil. *Salamandra*, 50(3), 177–180.

Pejchar, L. & Mooney, H. A. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9), 497-504.

Perrings, C., Fenichel, E., & Kinzig, A. (2010). Globalization and invasive alien species: trade, pests, and pathogens. *Bioinvasions and globalization: ecology, economics, management and policy*. Oxford University Press (New York), 42-55.

Potgieter, L. J., & Cadotte, M. W. (2020). The application of selected invasion frameworks to urban ecosystems. *NeoBiota*, 62, 365.

Potgieter, L. J., Aronson, M. F. J., Brandt, A. J., Cook, C. N., Gaertner, M., Mandrak, N. E., Richardson, D. M., Shrestha, N. & Cadotte, M. W. (2021). Prioritization and thresholds for managing biological invasions in urban ecosystems. *Urban Ecosystems*, 1-19.

Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2010). Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35, 25-55.

Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., & Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18(5), 1725-1737.

Reeves, M. P. (2004). A retrospective report of 90 dogs with suspected cane toad (*Bufo marinus*) toxicity. *Australian Veterinary Journal*, 82(10), 608-611.

Ricciardi, A. & Cohen, J. (2007). The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. *Biological Invasions*, 9(3), 309-315.

Robeyns, I. (2005). The capability approach: a theoretical survey. *Journal of human development*, 6(1), 93-117.

Seton, K. A., & Bradley, J. J. (2004). 'When you have no law you are nothing': Cane toads, social consequences and management issues. *The Asia Pacific Journal of Anthropology*, 5(3), 205-225.

Shackleton, R. T., Richardson, D. M., Shackleton, C. M., Bennett, B., Crowley, S. L., Dehnen-Schmutz, K., ... & Larson, B. M. (2019). Explaining people's perceptions of invasive alien species: A conceptual framework. *Journal of Environmental Management*, 229, 10-26.

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., ... & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58-66.

Souza, K. C. (2021) Distribuição do sapinho invasor *Eleutherodactylus johnstonei* no município de São Paulo. Trabalho de conclusão de curso - Universidade Federal de São Paulo, Diadema, São Paulo.

Toledo, L. F., & Measey, J. (2018). Invasive frogs in São Paulo display a substantial invasion lag. *BioInvasions Records*, 7(3), 325–328.

Van Wilgen, B. W., Zengeya, T. A., & Richardson, D. M. (2021). A review of the impacts of biological invasions in South Africa. *Biological Invasions*, 1-24.

Walsh, J. R., Carpenter, S. R., & Vander Zanden, M. J. (2016). Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(15), 4081-4085.

APÊNDICE

Questionário - impactos socioeconômicos

Impactos Socioeconômicos

Questionário número _____

Nome entrevistador _____

Data _____

Local _____

Espécie invasora _____

Bom dia / tarde. Meu nome é Natália, sou aluna de mestrado da Unicamp e estou conduzindo pesquisas com espécies exóticas em nesta região (Brooklin SP). Este levantamento é parte de um projeto de pesquisa maior para determinar como as espécies exóticas afetam as pessoas em diferentes locais ao redor do mundo. Todas as suas informações pessoais fornecidas por você serão mantidas em sigilo e serão combinadas com as respostas de outras pessoas. Ninguém saberá o que você ou qualquer outra pessoa disse e nenhum dado pessoal aparecerá em nenhum relatório. Você tem 18 anos ou mais e gostaria de participar desta pesquisa?

Sim Não

1. Informações Sociodemográficas

Nome: _____

Endereço: _____

Sexo: Feminino Masculino

Idade: _____

Grupo étnico: _____

E-mail: _____ Telefone: _____

Foi entrevistado anteriormente? Sim, _____ Não

2. Familiaridade com a área de estudo

As próximas perguntas buscam definir sua familiaridade com a área de estudo (A região de estudo deve ser informada ao entrevistado)

2.1 Você mora em nesta região? Sim Não

2.2 Há quanto tempo você mora nesta região? _____

2.3 Você trabalha nesta região? Sim Não

2.4 Que tipo de trabalho você faz? _____

Se o entrevistado não morar na região, perguntar:

2.5 Você visita com frequência esta região? Sim Não

2.6 Você conhece as plantas e os animais deste bairro?

Nenhum pouco Moderadamente

Um pouco Muito

Se o entrevistado morar na região, perguntar:

2.7 Há animais de estimação na residência? Sim, _____ Não

2.8 Você se envolve em atividades recreativas ou de lazer ao ar livre nesta área?
 Sim Não Não sei

(exemplos: Caminhada, Jardinagem, Andar de bicicleta)

2.9 Que tipos de atividades ao ar livre você realiza?

3. Conhecimentos sobre a espécie alvo

3.1 Você está familiarizado com este som? (será tocado o canto de anúncio de *E. johnstonei* para o entrevistado)

Nenhum pouco Moderadamente

Um pouco Muito

3.2 Você escuta ou já escutou este som na sua casa?

Sim Não Não sei

3.3 Se sim, desde quando?

Menos de 2 anos Menos de 5 anos de 5 a 10 anos

10 a 20 anos mais de 20 anos Não sei

3.4 Você escuta ou já escutou este som na sua região/bairro?

Sim Não Não sei

3.5 Se sim, desde quando?

Menos de 2 anos Menos de 5 anos de 5 a 10 anos

10 a 20 anos mais de 20 anos Não sei

3.6 O que você acha que produz este som? _____

(Será mostrado para o entrevistado uma fotografia. A espécie não será nomeada. Será observado se o entrevistado sabe o nome da espécie ou qualquer outro nome local (ou incorreto) mencionado.)

3.7 Você está familiarizado com este animal?

Nenhum pouco Moderadamente

Um pouco Muito

3.8 Como você chama esta espécie? _____

(Se os entrevistados não nomearem a espécie ou usarem o nome incorreto, será informado o nome comum da espécie.)

3.9 Você encontra indivíduos desta espécie na sua casa?

Sim Não Não sei

3.10 Se sim, desde quando?

Menos de 2 anos Menos de 5 anos de 5 a 10 anos

10 a 20 anos mais de 20 anos Não sei

3.11 Você encontra indivíduos desta espécie nesta região/bairro?

Sim Não Não sei

3.12 Se sim, desde quando?

5. Despesas e bens materiais

5.1 *Eleutherodactylus johnstonei* causa algum benefício em termos financeiros para:

Você: Sim Não Não sei
 Pessoas na sua residência: Sim Não Não sei
 Pessoas na sua vizinhança: Sim Não Não sei

5.2 Se sim, quais benefícios financeiros *Eleutherodactylus johnstonei* causa?

5.3 *Eleutherodactylus johnstonei* é responsável por algum prejuízo financeiro, despesa adicional ou afeta negativamente alguma atividade econômica para:

Você: Sim Não Não sei
 Pessoas na sua residência: Sim Não Não sei
 Pessoas na sua vizinhança: Sim Não Não sei

Se sim, explicar:

5.4 Você já tentou eliminar *Eleutherodactylus johnstonei* da residência?

Sim Não

(pergunta deve ser feita apenas para residentes)

5.5 Se sim, como?

5.6 *Eleutherodactylus johnstonei* é responsável por alguma alteração no valor de compra, venda ou aluguel de propriedades, imóveis, terrenos ou outros para:

Você: Sim Não Não sei
 Pessoas na sua residência: Sim Não Não sei
 Pessoas na sua vizinhança: Sim Não Não sei

Se sim, explicar:

5.7 *Eleutherodactylus johnstonei* afetou sua habilidade ou comprometeu:

Renda: Sim Não Não sei

Tarefas de trabalho: Sim Não Não sei

Bens materiais: Sim Não Não sei

De maneira relacionada a meios de subsistência?

Sim Não Não sei

Se sim, explicar:

(a pergunta 5.8 deve ser feita apenas para moradores)

5.8 Você já tentou ou desejou se mudar para um outro local por causa da presença de *Eleutherodactylus johnstonei* na área de estudo?

Sim Não

5.9 Você já tentou o desejou parar de frequentar esse local por causa da presença de *Eleutherodactylus johnstonei*?

Sim Não

6. Segurança

6.1 Você se sente ameaçado pela presença de *Eleutherodactylus johnstonei* na sua residência/vizinhança/ região?

Sim Não Não sei

6.2 Você já sofreu algum acidente relacionado a presença de *Eleutherodactylus johnstonei*?

Sim Não Não sei

Se sim, explique: _____

7. Relações sociais e culturais

7.1 Eleutherodactylus johnstonei já causou algum incidente envolvendo seu animal de estimação?

Sim Não Não sei Não tenho animal de estimação

7.2 Você acredita que Eleutherodactylus johnstonei possa fazer mal de alguma forma, especificamente para:

Você: Sim Não Não sei

Pessoas na sua residência: Sim Não Não sei

Pessoas na sua vizinhança: Sim Não Não sei

Animal de estimação: Sim Não Não sei Não se aplica

7.3 Você acredita que Eleutherodactylus johnstonei possa fazer mal de alguma forma para outras espécies que vivem na região e/ou ecossistemas?

Sim Não Não sei

Se sim, como: _____

Fim da entrevista. Agradeço pelo seu tempo e colaboração.

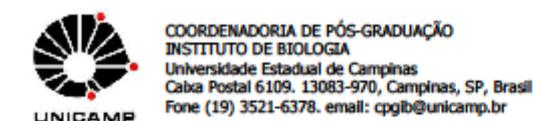
Resumo do entrevistador

	Discordo fortemente	Discordo	Não discordo nem concordo	Concordo	Concordo fortemente
O entrevistado aparenta ter					
Entendido as questões					
Considerar as questões cuidadosamente					
Estar interessado nas questões					
O entrevistado estava bem informado sobre:					
Sua casa					
Sua vizinhança					
Sua região					
A espécie					

O entrevistado ficou hesitante ao responder as questões					
---	--	--	--	--	--

ANEXOS

Declarações de Bioética e Biossegurança



DECLARAÇÃO

Em observância ao §5º do Artigo 1º da Informação CCPG-UNICAMP/001/15, referente a Bioética e Biossegurança, declaro que o conteúdo de minha Dissertação de Mestrado, intitulada "*Impactos ecológicos e socioeconômicos provocados pela espécie exótica *Eleutherodactylus johnstonei* (ANURA: ELEUTHERODACTYLIDAE)*", desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biologia da Unicamp, não versa sobre pesquisa envolvendo seres humanos, animais ou temas afetos a Biossegurança.

Assinatura: Natália Bispo Vieira de Melo
Nome do(a) aluno(a): Natália Bispo Vieira de Melo

Assinatura: Cintha Brasileiro
Nome do(a) orientador(a): Cinthia Aguirre Brasileiro

Data: 04/11/2022

Declaração

As cópias de artigos de minha autoria ou de minha co-autoria, já publicados ou submetidos para publicação em revistas científicas ou anais de congressos sujeitos a arbitragem, que constam da minha Dissertação/Tese de Mestrado/Doutorado, intitulada **Impactos ecológicos e socioeconômicos provocados pela espécie exótica *Eleutherodactylus johnstonei* (ANURA: ELEUTHERODACTYLIDAE)**, não infringem os dispositivos da Lei n.º 9.610/98, nem o direito autoral de qualquer editora.

Campinas, 04 de novembro de 2022

Assinatura : *Natália Bispo Vieira de Melo*

Nome do(a) autor(a): **Natália Bispo Vieira de Melo**
RG n.º 39815311-5

Assinatura : *Brasileiro*

Nome do(a) orientador(a): **Cinthia Aguirre Brasileiro**
RG n.º m5212715