

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, LETRAS E CIÊNCIAS HUMANAS.
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA

GABRIELA DO AMPARO

A rã-touro-americana, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), e o impacto das invasões biológicas nas comunidades de anfíbios: uma ameaça velada?

São Paulo
2017

GABRIELA DO AMPARO

A rã-touro-americana, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), e o impacto das invasões biológicas nas comunidades de anfíbios: uma ameaça velada?

Monografia apresentada ao Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Bacharel em Geografia.

Área de Concentração: Biogeografia

Orientador: Prof. Dr. Yuri Tavares Rocha

São Paulo
2017

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo na Publicação
Serviço de Biblioteca e Documentação
Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo.

A526r Amparo, Gabriela
 A rã-touro-americana, *Lithobates catesbeianus*
(Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), e o impacto das
invasões biológicas nas comunidades de anfíbios: uma
ameaça velada? / Gabriela Amparo ; orientador Yuri T.
Rocha. - São Paulo, 2017.
 108 f.

TGI (Trabalho de Graduação Individual)- Faculdade
de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da
Universidade de São Paulo. Departamento de
Geografia. Área de concentração: Geografia Física.

1. Rã-touro-americana. 2. *Lithobates*
catesbeianus. 3. Invasões biológicas. 4. Introdução de
novas espécies. I. Rocha, Yuri T., orient. II. Título.

AMPARO, G. A rã-touro-americana, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), e o impacto das invasões biológicas nas comunidades de anfíbios: uma ameaça velada?

Monografia apresentada ao Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Bacharel em Geografia.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____ Instituição: _____

Julgamento: _____ Assinatura: _____

Prof. Dr. _____ Instituição: _____

Julgamento: _____ Assinatura: _____

Prof. Dr. _____ Instituição: _____

Julgamento: _____ Assinatura: _____

*À minha família,
de sangue, alma e coração.
E a duas pessoas em especial,
a quem também dedico todo o
meu amor carinho e gratidão:
Meu pai e meu noivo,
os pilares da minha vida!*

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, à minha família e ao meu noivo, por todo o amor, companheirismo e incentivo que recebi durante toda minha vida, tudo o que eu fui, sou e serei é, em parte, o reflexo das nossas relações.

Agradeço também a aqueles que possuem um espaço cativo no meu coração, pois as verdadeiras amizades, ainda que pouco numerosas, são como descobertas preciosas que sempre marcarão a minha existência.

Agradeço, especialmente, ao Prof. Dr. Yuri Tavares Rocha pela oportunidade de monitoria e orientação, essas páginas que se seguem também são resultantes do seu incentivo, paciência e dedicação.

Minha gratidão também se estende à Universidade de São Paulo pelas oportunidades de aprendizagem e reflexão, a todos os docentes que participaram da minha formação e, em especial, ao Prof. Dr. Taran Grant, do Instituto de Biociências, pela atenção e por me disponibilizar uma bibliografia básica sobre anfíbios e invasões biológicas.

A todos vocês, o meu muito obrigada!

Por fim, agradeço ao Deus do meu coração e da minha compreensão, por todas as oportunidades, por todos os desafios e superações e, principalmente, por todas as alegrias e conquistas alcançadas.

“Nós precisamos de orientação dada com espírito mais elevado e com visão bem mais profunda – coisas de que eu observo a ausência em numerosos pesquisadores. A vida é um milagre que fica além da nossa compreensão; e nós deveríamos reverenciá-la, até mesmo nos pontos em que somos obrigados a lutar contra ela...”

“[...] A humildade está na ordem do dia; não há, aqui, desculpa alguma para envaidecimentos científicos.”

Rachel Carson

RESUMO

AMPARO, G. A rã-touro-americana, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), e o impacto das invasões biológicas nas comunidades de anfíbios: uma ameaça velada? Trabalho de Graduação Individual em Geografia - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

Diante dos declínios populacionais de anfíbios que vem sendo registrados desde a década de 1980, esse trabalho busca compreender a potencial ameaça que a espécie rã-touro-americana, (Anura: Ranidae), representa ao equilíbrio e manutenção das comunidades de anfíbios em todo o globo, partindo de uma análise que discorre sobre a evolução e o declínio da classe Amphibia, passando pela conceituação das invasões biológicas e da introdução de novas espécies, além de uma descrição sobre a biologia e fisiologia da rã-touro-americana e o histórico de sua introdução no Brasil, apresentando três estudos de caso associados à introdução dessa espécie em diferentes países. Por meio de um método de comparação e discussão sobre as diferentes interações registradas entre essa espécie introduzida com os ecossistemas invadidos, foi possível afirmar que as invasões biológicas representam uma das principais causas de perda da diversidade biológica, podendo causar profundas modificações aos habitats invadidos. Nesse aspecto, a espécie *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), merece destaque devido aos seus hábitos alimentares generalistas e seu comportamento agressivo e predador; no entanto, as principais ameaças às comunidades de anfíbios são resultantes da ação humana, e não necessariamente à introdução de uma espécie exótica potencialmente invasora, como no caso da rã-touro-americana.

Palavras-chaves: Rã-touro-americana. *Lithobates catesbeianus*. Invasões biológicas. Introdução de novas espécies.

ABSTRACT

AMPARO, G. **The American bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), and the impact of biological invasions on amphibian communities: a veiled threat?** Trabalho de Graduação Individual em Geografia - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

In the face of the population declines of amphibians that have been recorded since the 1980s, this work seeks to understand the potential threat that the American bullfrog, (Anura: Ranidae), represents to the balance and maintenance of amphibian communities across the globe, starting from an analysis of the evolution and decline of the Amphibia class, including the conceptualization of biological invasions and the introduction of new species, as well as a description of the biology and physiology of the American bullfrog and the historic of its introduction in Brazil, presenting three case studies associated with the introduction of this species in different countries. Through a method of comparison and discussion about the different interactions between this species introduced with the invaded ecosystems, it was possible to affirm that biological invasions represent one of the main causes of loss of biological diversity, being able to cause deep modifications to the invaded habitats. In this respect, the species *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), deserves special mention due to its generalist eating habits and its aggressive and predatory behaviour; however, the main threats to amphibian communities are the result of human action, not necessarily the introduction of an exotic species potentially invasive, as in the case of American bullfrog.

Keywords: American bullfrog. *Lithobates catesbeianus*. Biological invasions. Introduction of new species.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Exemplar adulto macho de *Lithobates catesbeianus*, registrado em vida livre, em área antropizada com redutos de Mata Atlântica, no município de Mogi das Cruzes, São Paulo. Destaque para a característica marcante do diâmetro do pavilhão auditivo em comparação com os olhos.....39
- Figura 2:** Exemplar adulto fêmea de *Lithobates catesbeianus*, registrado em cativeiro no município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro. Destaque para o diâmetro proporcional entre o tímpano e os olhos, assim como a coloração branca na região gular. 39
- Figura 3:** Ovos fecundados e depositados pela espécie *L. catesbeianus*. Destaque para a massa gelatinosa que envolve e protege a desova. Neste caso, pela desova estar submersa na água, não ocorreu a eclosão dos ovos..... 41
- Figura 4:** Ovos fecundados e depositados pela espécie *L. catesbeianus*. Característica desova em superfície, com elevada taxa de deposição, protegida por película gelatinosa e espalhada..... 41
- Figura 5:** Girinos em estágio de metamorfose criados em ranário, município de Cachoeiras de Macacu – RJ. 41
- Figura 6:** Imagos de *Lithobates catesbeianus*, registrados em cativeiro, em Araçoiaba da Serra – SP. 41
- Imagem 7:** Exemplares adultos fêmeas de *Lithobates catesbeianus* criados em cativeiro em ponto de abate se alimentando, município de Lençóis Paulista, São Paulo. 42
- Figura 8:** Criação de rãs da espécie *Lithobates catesbeianus*, indivíduos na fase adulta, registro realizado em um ranário em Lençóis Paulista, São Paulo.....48

Figura 9: Morte em massa da espécie *Alytes obstetricans* provocada pelo fungo *Batrachochytrium dendrobatidis*, registro realizado na região dos Montes Pireneus, entre a Península Ibérica e a França. 56

Figura 10: O sapo-dourado da Costa Rica (*Incilius periglenes*), classificado oficialmente como extinto em 2004, pela União Internacional para a Conservação da Natureza, entre as possíveis causas de sua extinção está o fungo causador da quitridiomicose, *B. dendrobatidis*.....57

Figura 11: Casos de infecção confirmados e possíveis áreas de distribuição do fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* para o continente americano, a partir de um modelo de distribuição espacial de espécies. As cores mais quentes indicam os diferentes níveis de probabilidade de adequação ambiental do fungo. A cor cinza indica áreas que extrapolam a amplitude de adequação ambiental do fungo.....59

Figura 22: Esquema apresentando a rede de interações para os impactos causados pelas mudanças no hábitat, com a introdução de *L. catesbeianus* e a introdução de uma espécie de peixe predadora em um ambiente ocupado pela *R. aurora*, no oeste dos Estados Unidos. As setas representam as interações diretas (sólidas) e indiretas (tracejadas) entre as variáveis que foram testadas de maneira experimental em estudos realizados no Oregon, em Washington e na Califórnia. Outras interações são possíveis, contudo não foram testadas experimentalmente.....83

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classificação taxonômica da espécie *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802)..... 36

Quadro 2 - Comparação entre as principais características que distinguem as rãs, os sapos e as pererecas de três famílias específicas: Ranidae, Bufonidae e Hylidae 37

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO

1. INTRODUÇÃO	16
2. REVISÃO DA LITERATURA	
2.1 Anfíbios: evolução e declínio	20
2.2 Invasões biológicas: a introdução de novas espécies	28
2.3 <i>Lithobates catesbeianus</i>: a rã-touro-americana	36
2.4 Ranicultura: histórico e consequências	44
2.5 <i>Lithobates catesbeianus</i> como uma espécie exótica potencialmente invasora	48
2.5.1 A quitridiomiose: <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i>	54
2.6 Estudos de caso	64
2.6.1 Estados Unidos, Califórnia (1973)	65
2.6.2 República Popular da China, Daishan (2005)	69
2.6.3 Brasil, Santa Catarina (2012)	73
3. DISCUSSÃO	78
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	90
REFERÊNCIAS	94
ANEXOS	106

APRESENTAÇÃO

A escolha do objeto de estudo desta monografia é fruto de uma longa história, que se formos respeitar o seu aspecto cronológico, se inicia ainda na minha infância. Contudo, se partimos de um princípio lógico, essa monografia é resultante de sucessivas reflexões vinculadas a situações pessoais, sem nenhum pretexto acadêmico, que, de certa forma, remontam às minhas brincadeiras infantis e que hoje se concretizaram em forma de um trabalho de conclusão de curso.

Quando era criança, morando em um sítio no município Mogi das Cruzes, São Paulo, parte da minha diversão ao lado do meu irmão se constituía em “explorar” o nosso quintal, as estradas de terra e as propriedades dos nossos vizinhos; as brincadeiras e a imaginação praticamente não tinham fronteiras e nós não parecíamos ter receio, medo ou preconceitos de brincar com objetos e coisas, que à luz de uma opinião adulta, eram extremamente bizarros ou nojentos.

Recordo-me de dias frios e ensolarados em que saíamos de casa para brincar, uma vez, paramos em um riacho e lá vimos centenas, talvez milhares de bolinhas gelatinosas transparentes, com um pontinho preto no meio, ao redor haviam girinos gordos e alguns que se pareciam com peixinhos, já bem grandes. Nós pegávamos gravetos e ficávamos mexendo aquela sopa de sapo, nos divertindo com o simples ato de manusear aquilo. Até que meu irmão teve uma ideia genial, pegar escondido umas seringas enormes que havia em casa para que pudéssemos arremessar aquelas bolinhas o mais longe possível, e foi o que fizemos, mas agora nós iríamos para o lago vizinho, onde também encontraríamos mais daquelas bolinhas gelatinosas.

Estranhamente, era muito divertido lançar os ovos de sapo no lago e competir para ver quem conseguia jogar mais longe, mas de repente, a brincadeira tomou outro rumo e a seringa virou uma arma e os ovos de sapo eram a nossa munição “infinita”, era uma verdadeira guerra e muitas batalhas foram travadas dessa forma, e era apenas quando o sol começava a se pôr que nós retornávamos para casa completamente realizados (e imagino eu – imundos) pelos nossos feitos.

Meu pai nos contou (à essa altura ele já deveria saber que nós roubávamos as seringas) que aquilo que servia de munição para as nossas armas era na realidade ovos depositados pela

rã-touro, que essas rãs eram de um antigo ranário, que ficava exatamente no lago em que brincávamos e que um dia, houve uma chuva muito forte e as rãs fugiram dos tanques do ranário, que acabou abandonado. Não sei se por trás dessas explicações havia uma tentativa de poupar os pobres girinos da nossa brincadeira cruel, mas o fato é que isso não nos impediu de continuar nossas batalhas até que o último ovinho fosse arremessado!

Nós conhecíamos essa tal de rã-touro, primeiro porque ela fazia um barulho muito alto, que até assustava, mas também, porque, às vezes, nós pescávamos e elas acabavam sendo fisgadas pelo anzol, era uma rã enorme, barriga branquinha, cheia de pintinhas ao redor, com uma cor verde, meio camuflada, sem contar que ela era extremamente musculosa, bem diferente dos sapos ou das pererecas que apareciam à noite na porta da sala.

Esses foram os primeiros episódios em que a rã-touro cruzou o meu caminho, coisa que só iria se repetir depois de passados mais de quinze anos. Agora, já estava na faculdade, morava com uma colega da escola que passou no vestibular junto comigo, mas eu para Geografia e ela para Biologia. Em um dia chuvoso em São Paulo, minha amiga Camila chega ao apartamento com um bicho na mão e o coloca dentro de um pote de sorvete, acrescenta um pouco de água e fala que não era para a gente mexer ali porque ela iria levar aquilo para o laboratório de anfíbios do IB (Instituto de Biociências). Eu e mais duas amigas perguntamos o que era e ela disse, “uma rã-touro que eu encontrei no campus quando estava voltando para cá”, eu logo fiquei curiosa e pedi para que ela me mostrasse e lá estava ela, uma jovem rã-touro, bem menor e menos verde que aquelas que nós pescávamos.

Comentei que conhecia aquela espécie e foi então que as coisas começaram a ficar curiosas. Ela disse algo mais ou menos assim, “impossível você conhecer uma rã-touro, elas não são do Brasil, são dos Estados Unidos”, e eu disse, “eu sei, elas eram criadas em um ranário vizinho à minha casa!”, ela continuou sem acreditar e perguntou como era o barulho que elas faziam, e eu imitei, e ela continuou, dizendo “não é possível” e ficamos discutindo por uns minutos se o que eu conhecia era ou não a tal da rã-touro. Até que ela finalmente se convenceu e então me explicou que essa espécie representava uma ameaça para os anfíbios brasileiros, que ela podia causar um colapso ecológico, que ela comia de tudo, que era canibal e tudo o mais. No dia seguinte, ela apareceu com outra rã-touro, e depois com mais outra que ela havia encontrado. Pela manhã, nós dávamos bom dia para os membros do nosso abrigo provisório de rãs até que ela levou todas para o laboratório, dessa maneira, esse segundo “contato” que eu tive com as rãs-touro chegou ao fim.

Acredito que quase dois anos haviam se passado, eu estava na monitoria das aulas de Biogeografia ministradas pelo Prof. Dr. Yuri Tavares, que atualmente é o meu orientador, ele passou um documentário sobre um declínio populacional de anfíbios que estava sendo observado nos EUA, falava também de um fungo letal que foi introduzido por uma espécie exótica e sobre os riscos acerca das invasões biológicas e eu fui juntando uma coisa com a outra até que me veio a ideia de fazer o TGI sobre a rã-touro e os seus impactos sobre a anurofauna brasileira, até porque, se essa espécie era um risco ou uma superpredadora eu não tinha certeza, mas, querendo ou não, ela era a única espécie de rã que eu já tinha visto em toda a minha vida e comecei a suspeitar que talvez eu tenha contribuído com a preservação dos anfíbios da Mata Atlântica ao fazer dos seus ovos a munição da minha seringa.

Para mim, até aquele momento, a rã-touro era uma rã que existia em Mogi das Cruzes e que estava lá desde quando eu era criança, foi então que eu pensei: “será que existe alguma relação entre a presença da rã-touro com a ausência das outras espécies?”. Foi a partir daí que todas essas páginas que se sucedem começaram a ser escritas.

Em princípio, o foco da minha pesquisa era outro, eu queria concentrar meus esforços para compreender as interações entre a rã-touro - que agora eu conheço como *Lithobates catesbeianus* - com a anurofauna da Mata Atlântica em Mogi das Cruzes, realizar um mapeamento e identificação das espécies que coexistiam com ela, mas o projeto se mostrou inviável, não consegui ter acesso aos antigos ranários, nem tive sucesso em contatar os órgãos públicos do município para dar prosseguimento ao projeto que foi cada vez mais, deixado de lado.

Contudo, acredito que as mudanças que fui obrigada a fazer ao longo do processo foram positivas, resultando no trabalho que se segue, que tem por objetivo fazer um levantamento sobre alguns conceitos pertinentes ao campo das invasões biológicas com o enfoque na presença da rã-touro-americana em diversos países e sua possível ameaça às comunidades anuras, tendo como base alguns motivos que julgo serem importantes.

Primeiramente, o objeto de estudo deste trabalho é uma espécie com uma ampla distribuição geográfica, presente em cerca de 40 países, incluindo o Brasil, onde a *Lithobates catesbeianus*, Shaw (1802) (Anura: Ranidae), dentre as 1.080 espécies de anfíbios registrados em território brasileiro, é a única apresentada como “introduzida”.

Em segundo lugar, esse trabalho traz à tona a importância em se realizar estudos referentes aos impactos causados pela introdução de espécies exóticas em novos habitats, abrindo possibilidade de reflexão quanto aos seus benefícios ou prejuízos em diferentes esferas de análise.

Outro fator que merece destaque é o estudo não apenas das consequências, mas também das causas dessas introduções, tema de fundamental importância no entendimento para qualquer tipo de proposta no âmbito das políticas públicas de controle, manejo ou educação ambiental, com um enfoque conservacionista.

Além disso, outros temas pertinentes são abordados nessa monografia, como os episódios de declínios populacionais nas comunidades de anfíbios e os casos de extinções em massa dessa classe, fatores que podem contribuir com a hipótese de que o evento da sexta extinção em massa está, atualmente, em curso, como sustentam alguns pesquisadores.

Dessa maneira, esse trabalho tem como objetivo compreender a relação entre o processo de invasões biológicas e seus impactos para a comunidade de anfíbios, tomando como objeto de estudo a espécie *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), a rã-touro-americana, sendo esta catalogada entre as cem piores espécies invasoras do mundo, cuja presença fora da sua área de distribuição natural representa um potencial risco à conservação de anuros em muitos países, incluindo o Brasil.

Enfim, apesar do rigor científico que regulamenta a estrutura desta pesquisa acadêmica e das normas técnicas exigidas e necessárias a esta publicação, eu gosto de lembrar que tudo começou com uma brincadeira de criança e que isso, ao contrário de qualquer corrente científica, é um fato que jamais poderá ser superado.

1. INTRODUÇÃO

No decorrer do século XX, com o desenvolvimento da prática do comércio internacional, houve um grande incentivo à produção de carne de rã, a fim de abastecer o mercado externo, o que levou a uma propagação de ranários por todo o globo (CUNHA; DELARIVA, 2009). O Brasil foi um dos países pioneiros no ramo da ranicultura (SCHLOEGEL et al., 2009), segundo o Instituto da Pesca do Estado de São Paulo, a produção de rãs no país começou em 1935, com a instalação do primeiro ranário no Estado do Rio de Janeiro; foi a partir desse momento que ocorreu a introdução em território brasileiro da espécie anfíbia *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), a rã-touro-americana (FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002; FROST et al., 2006; VIEIRA, 1984).

Dessa forma, com a introdução dessa nova prática produtiva, a circulação comercial de rãs-touro-americanas alcançou todos os continentes e se alastrou pelo território nacional. Na década de 1990, a produção de carne de rã no Brasil praticamente triplicou com relação à década anterior. Em contrapartida, o número de instalações entrou em declínio; essa queda é frequentemente associada à inadequação das instalações que se proliferaram na década de 1980 e à falta de conhecimento técnico sobre ranicultura, resultando no abandono da atividade (RODRIGUES et al., 2010; SCHLOEGEL et al., 2009).

Hoje, populações de rãs-touro-americanas, estão estabelecidas nos mais variados habitats, tanto no Brasil como no mundo, representando um potencial risco às espécies de anfíbios nativos, uma vez que essa espécie é reconhecida por ser uma predadora voraz, que compete por recursos alimentares, tem grande facilidade em se reproduzir, ampla resistência às variações térmicas e pode ser um possível vetor de um patógeno altamente prejudicial (AFONSO et al., 2010; ALVES et al., 2008; BOTH et al., 2011; CUNHA; DELARIVA, 2009; FICELOTA; THUILLER; MIAUD, 2007; FROST et al., 2006; IÑIGUEZ; MOREJÓN, 2012; VIEIRA, 1984).

Por ser naturalmente uma espécie predadora, a rã-touro-americana, como espécie introduzida, está associada, enquanto agente causador e/ou contribuinte, ao declínio populacional de anfíbios que vem sendo observado desde a década de 1980 e também pode estar relacionada a casos de extinção de algumas espécies.

O desequilíbrio ambiental que vem desencadeando um processo de diminuição nas populações e a consequente extinção de inúmeras espécies da classe Amphibia aponta para

um alarmante cenário de um colapso ecológico global, principalmente pelo fato dessa classe taxonômica desempenhar um papel fundamental como indicadores ecológicos da qualidade do ambiente (HALLIDAY, 2008; KOLBERT, 2015; WAKE; VREDENBURG, 2008).

Pesquisas sugerem que os episódios de invasões biológicas protagonizados pela espécie introduzida rã-touro-americana, podem influenciar negativamente nas comunidades de anfíbios locais, devido às alterações que essa espécie pode causar na estrutura dos ecossistemas invadidos, representando uma potencial ameaça à conservação da anurofauna nativa (CUNHA; DELARIVA, 2009; INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2016).

Esse trabalho propõe uma contextualização de alguns conceitos indispensáveis a um melhor entendimento desses processos relativos à introdução dessa espécie anura, para tanto, se faz necessário compreender, primeiramente, a importância dos anfíbios de um ponto de vista ecológico e biológico. Dessa maneira, é apresentado aqui um panorama da trajetória evolutiva dessa classe, desde seu desenvolvimento pré-histórico, onde se encontram as raízes de todos os vertebrados terrestres modernos, até o seu atual status de conservação, que se observa cada vez mais crítico (GRANT et al., 2009; HALLIDAY; 2006, 2008; WAKE; VREDENBURG, 2008).

O entendimento da complexa teia de fatores associados ao processo de invasões biológicas e suas limitações conceituais também se fazem necessários para um melhor entendimento do papel da introduzida rã-touro-americana como uma verdadeira e/ou potencial ameaça às comunidades de anfíbios. Em vista disso, esse trabalho contextualiza a problemática da introdução de novas espécies e faz um levantamento das principais características fisiológicas e biológicas da rã-touro-americana, assim como, apresenta um breve histórico de sua ascendência invasora, evidenciando os fatores que contribuíram para sua ampla distribuição geográfica e as principais consequências de sua introdução em novos habitats (BLACKBURN et al., 2014; CLOUT, 2002; FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002; LOCKWOOD; HOOPES; MARCHETTI, 2007; MATTHEWS et al., 2005; MCGEOCH et al., 2010; ROSSA-FERES et al., 2011; SILVA, 2016).

Dentre os principais riscos da introdução de novas espécies em ambientes naturais, está a disseminação das chamadas Doenças Infecciosas Emergentes, neste caso em particular, o enfoque será dado ao fungo *Batrachochytrium dendrobatidis*, causador da quitridiomiose, uma doença letal a algumas espécies de anfíbios, cuja dispersão em escala global pode estar

associada à introdução da rã-touro-americana, sendo apresentadas, informações referentes à atual conjuntura dos estudos sobre essa doença e sua correlação com essa espécie (JAMES et al., 2015; JENKINSON et al., 2016; ROSENBLUM et al., 2013; SCHLOEGEL et al., 2009; TOLEDO et al., 2006; WAKE; VREDENBURG; 2008).

Segundo o documento oficial a respeito da Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras, a introdução de espécies não nativas no país representa um risco real à biodiversidade (BRASIL, 2009). Uma das maiores preocupações é em relação à homogeneização dos ambientes, isso significa uma redução na diversidade de espécies, criando comunidades monoespecíficas, onde os invasores biológicos se sobressaem sobre as espécies nativas, entre outros impactos causados pela introdução da rã-touro-americana (BOTH; GRANT, 2012; BOTH et al., 2014; BOTH; MELO, 2014).

Após a exposição dessa base conceitual ampla, que percorre desde o aparecimento dos anfíbios, sua evolução e irradiação até seu declínio, passando pelo entendimento das invasões biológicas e sua associação à espécie anura *Lithobates catesbeianus*, serão apresentados, em uma análise comparativa, três estudos de caso que discorrem sobre o tema da introdução dessa espécie em países diferentes – Estados Unidos, China e Brasil – sob um aspecto histórico, geográfico, biológico e ecológico, a partir de diferentes abordagens teóricas e metodológicas (BOTH; GRANT, 2012; MOYLE, 1973; WU et al., 2005).

A partir dessas informações, será possível discutir sobre o papel que a rã-touro-americana desempenha nesse cenário caótico em que os anfíbios despontam como atores principais de uma crise ecológica em diversas escalas, para então compreender se, por trás de todos esses fatores, existe uma ameaça (ainda maior) que se encontra velada (HALLIDAY, 2008; KOLBERT, 2015; WAKE; VREDENBURG, 2008).

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Anfíbios: evolução e declínio

Os primeiros anfíbios surgiram há mais de 400 milhões de anos, na Era Paleozoica, no período Devoniano (KOLBERT, 2015; TEIXEIRA et al., 2009; WAKE; VREDENBURG, 2008). Foi nesse período que, segundo Kuhlmann (1977), apareceram os labirintodontes, que são os anfíbios primitivos e que deram origem, não apenas à classe Amphibia, como também, foi a partir desses ancestrais que os primeiros répteis evoluíram. Ainda segundo Kuhlmann (1977, p. 55), à primeira vista, os labirintodontes “eram mais parecidos com os répteis, como bizarros jacarés gordos, do que com os anfíbios atuais”.

Em uma sucinta apresentação das principais características do Paleozoico, desde seus processos iniciais até o final desta era, em uma analogia na qual o tempo geológico de formação do planeta é distribuído em um período de um ano, temos os seguintes destaques:

O éon Fanerozoico começa com a irradiação evolutiva – a “explosão cambriana” – de organismos capazes de secretar carapaças, conchas e esqueletos. A vida deixa de ser dominada por micro-organismos e se torna visível, macroscópica, organizada em ecossistemas cada vez mais complexos. A biosfera passa a fazer parte física e química do meio ambiente, interagindo intensamente com a hidrosfera, litosfera e atmosfera. **A vida animal e vegetal invade e conquista os continentes. Surgem os vertebrados, inclusive os peixes, anfíbios e répteis.** Três episódios de glaciação afetam o clima global. **Extinções alternam com irradiações evolutivas.** A maior de todas as extinções conhecidas ao final do Permiano, termina [marca o encerramento] a Era Paleozoica. (TEIXEIRA et al., 2009, p. 623, grifo nosso).

É possível destacar neste excerto alguns aspectos muito relevantes no estudo de anfíbios; primeiramente, é a partir de seus ancestrais mais remotos que passam a existir os animais terrestres, por conseguinte, eles possuem papel central na origem dos vertebrados primitivos, sendo eles os primeiros cordados a viverem fora da água, que por designação, formam um “grupo-irmão de todos os outros tetrápodes” (GRANT et al., 2009, p. 99), que inclui as aves, os répteis, as tartarugas e os mamíferos, também é de se ressaltar a capacidade de manutenção dessa classe, que por meio de processos evolutivos e adaptativos, persistiu mesmo após grandes processos de extinção e glaciação, que neste caso, marcou o fim da Era Paleozoica.

Nas palavras de Kolbert (2015, p. 20) “[...] os anfíbios estão entre os grandes sobreviventes do planeta [...]”, o que significa dizer que eles “[...] existiam no planeta antes dos mamíferos ou dos pássaros [...]”, e ainda mais importante, que “[...] estão aqui desde o período que precedeu os dinossauros”, que segundo Kuhlmann (1977), foi a partir de um ancestral anfíbio que se originou os grandes répteis que dominaram a Era Mesozoica.

É durante a Era Mesozoica, no Período Triássico, há cerca de 250 milhões de anos (Teixeira et al., 2009), que aparecem os anfíbios modernos, ou seja, o primeiros seres que deram origem as três ordens atuais, que juntas, formam a classe Amphibia, sendo elas: Anura, Caudata e Gymnophiona (KOLBERT, 2015; KUHLMANN, 1977; MAFFEI; UBAID, 2014; WAKE; VREDENBURG, 2008).

Desde o seu surgimento no Devoniano, a classe Amphibia resistiu a quatro dos cinco grandes eventos de extinção em massa que marcaram a história evolutiva da vida na Terra, esses eventos levaram à extinção de inúmeras espécies. O primeiro deles ocorreu no Ordoviciano, há mais de 443 milhões de anos, em um período pretérito ao aparecimento dos anfíbios, que levou à extinção de cerca de 86% de todas as espécies existentes. No período Devoniano, conhecido como a segunda extinção, cerca de 75% das espécies foram extintas. No terceiro episódio de extinções em massa, no Permiano, há cerca de 251 milhões de anos, se estima que 96% das espécies foram levadas à extinção. No Triássico, há 200 milhões de anos, 80% das espécies sucumbiram. E a quinta extinção em massa que ocorreu no Cretáceo, o mais conhecido de todos os episódios, há aproximadamente 65 milhões de anos, levou à extinção cerca de 76% das espécies (BARNOSKY et al., 2011; WAKE; VREDENBURG, 2008).

Durante a sua longa trajetória evolutiva, os anfíbios se adaptaram, se diversificaram e ocuparam diferentes habitats. Desde a formação da Pangea (TEIXEIRA et al., 2009) até sua fragmentação, os anfíbios modernos foram capazes de ocupar quase todos os continentes, sendo a única exceção a Antártida. Com exceção de algumas ilhas oceânicas, desde latitudes acima do Círculo Polar Ártico até os desertos australianos, membros dessa classe foram capazes se desenvolver e se estabelecer nos ambientes mais extremos (como exemplo, *Lithobates sylvaticus* (Anura: Ranidae) e *Arenophryne rotunda* (Anura: Myobatrachidae) respectivamente) (HALLIDAY, 2008; KOLBERT, 2015; ROSSA-FERES et al., 2008).

Atualmente, existem 7.668 espécies de anfíbios distribuídos em todo o planeta, sendo a grande maioria pertencente à ordem Anura, com 6.752 espécies catalogadas, seguidas pela ordem Caudata, com 711 espécies e a Gymnophiona, com 205 espécies (FROST, 2017)¹.

Os anfíbios são animais que possuem algumas características peculiares, entre elas, como o próprio nome sugere, a palavra “anfíbio” tem origem grega e significa literalmente, “duas vidas”, e é referente ao seu ciclo de vida bifásico, uma vez que os anfíbios possuem uma estreita ligação com os ambientes aquático e terrestre (GRANT et al., 2009).

Dentre todos os vertebrados, os anfíbios possuem a maior variedade de modos de reprodução, são aproximadamente 40 formas distintas de se reproduzir considerando apenas os anfíbios anuros (ROSSA-FERES et al., 2008), sendo todas com fertilização externa, exceto por uma espécie (MAFFEI; UBAID, 2014) e os períodos reprodutivos são marcados por intensas vocalizações nos anfíbios anuros (GRANT et al., 2009; HALLIDAY, 2008; MAFFEI; UBAID, 2014) e estão associados às condições climáticas favoráveis, podendo durar alguns dias, semanas ou até meses. Em espécies que vivem em áreas desérticas, a reprodução pode não ocorrer por anos (HALLIDAY, 2006).

A maior parte dos anuros é ovípara, mas também existem espécies vivíparas e ovovivíparas. A maioria das espécies depende da água para depositar seus ovos e para o seu desenvolvimento metamórfico da fase larval até a fase adulta, mas a postura dos ovos pode ocorrer das mais variadas formas, como em pequenas quantidades de água acumuladas em plantas (fitotelmos), principalmente nas bromélias; em ninhos escavados no solo ou construídos por vegetação ou secreção; aderidos à superfície de folhas ou rochas; sob troncos de árvores; nas frestas de pedras submersas e na serapilheira (GRANT et al., 2009; HALLIDAY, 2006; ROSSA-FERES et al., 2008).

A sua distribuição geográfica está concentrada nas florestas tropicais. São animais ectotérmicos, ou seja, não possuem um mecanismo interno de controle da temperatura corporal (HALLIDAY, 2008) e possuem também a pele muito fina e permeável com respiração cutânea, o que os tornam dependentes da água ou de habitats e micro-habitats úmidos (CARMONA, 2007; GRANT et al., 2009; HALLIDAY, 2008; KOLBERT, 2015; MAFFEI; UBAID, 2014; ROSSA-FERES et al., 2008).

¹ Dados atualizados em 27 de junho de 2017.

O ciclo de vida dos anfíbios é bastante complexo, desde o desenvolvimento embrionário nos ovos até sua eclosão, passando pelo estágio aquático larval, que para os anuros são chamados de girinos, até passarem por uma metamorfose completa e atingirem a fase adulta terrestre. Para os anuros, o animal no estágio juvenil (metamorfose incompleta) é denominado imago, fase em que o indivíduo ainda apresenta cauda. Durante esse processo de transformação, ocorrem mudanças profundas na alimentação, na respiração e na fisionomia dessas espécies (ocorre a retração na cauda e quatro membros de locomoção se desenvolvem, no caso dos anfíbios anuros). Para Halliday (2008), a fase larval dos anuros se comparada à sua forma adulta são tão distintas que podem até ser consideradas como dois diferentes tipos de animais (HALLIDAY, 2006, 2008; INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2016; MAFFEI; UBAID, 2014; VIEIRA, 1984).

Seus hábitos alimentares variam de espécie para espécie e entre suas diferentes fases de desenvolvimento, como apresentado por Haddad [2008?]:

Na fase larval, podemos encontrar dietas que variam de acordo com a espécie: as larvas podem ser comedoras de algas, detritívoras, filtradoras, onívoras ou carnívoras. Na fase pós-metamórfica, os anfíbios são predadores por excelência, capturando presas nos ambientes aquáticos e terrestres, principalmente invertebrados. Também servem de alimento a uma imensa gama de animais, desde invertebrados até peixes, répteis, aves, mamíferos e mesmo algumas espécies de anfíbios. (HADDAD, [2008?], p. 287)

A ordem de anfíbios que mais se destaca é a Anura, esta é formada pelos sapos, rãs e pererecas, que são animais que têm o corpo curto, não possuem cauda em sua fase adulta e apresentam os membros posteriores bem desenvolvidos e adaptados para o salto. Em seguida, vêm as espécies da ordem Caudata, constituída pelos tritões e salamandras, que são animais semelhantes aos lagartos, com quatro membros locomotores de mesmo tamanho e possuem cauda em todas as fases de seu desenvolvimento. A ordem Gymnophiona é formada por anfíbios ápodos, ou seja, que não possuem membros de locomoção, essa ordem é basicamente constituída pelas cecílias e cobras-cegas que possuem hábitos criptobióticos, ou seja, a maioria das espécies vive e se desenvolve em galerias subterrâneas (GRANT et al., 2009; INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2016; MAFFEI; UBAID, 2014; SABINO; PRADO, [2002?]).

Essas características que tornam os anfíbios em seres tão especializados também os tornam vulneráveis às variações ambientais, como as mudanças climáticas, poluição,

exposição à radiação ultravioleta e ação antrópica, apenas para citar alguns exemplos, e é exatamente por serem tão sensíveis a essas perturbações que os anfíbios são considerados indicadores ecológicos de qualidade do ambiente – bioindicadores – isso significa que, o desaparecimento de anfíbios ou oscilações populacionais devem ser considerados como fortes indícios de desequilíbrio ambiental (CARMONA, 2007; COLLINS; STORFER, 2003; HALLIDAY, 2008; INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2016; MAFFEI; UBAID, 2014; ROSSA-FERES et al., 2008).

Halliday (2008) destaca a importante relação entre os anfíbios e a conservação da diversidade natural, e aponta o declínio de anfíbios como um indicador dos efeitos prejudiciais da interferência humana nos ambientes naturais. As implicações ecológicas desse declínio se dão principalmente pelo fato dos anfíbios possuírem um ciclo de vida bifásico; por apresentarem uma importante participação na complexa rede alimentar dos ecossistemas, onde ora são predadores, ora são presas; por possuírem amplitude de nicho trófico; por serem extremamente sensíveis às oscilações térmicas e às alterações na qualidade do ar e da água; e por sua dependência aos micro-habitats úmidos para se reproduzirem e se desenvolverem. Todos esses fatores os tornam em verdadeiras sentinelas da qualidade ambiental (ROSSA-FERES et al., 2008; WAKE; VREDENBURG, 2008).

Segundo Halliday (2008, p. 07), “uma a cada três espécies de anfíbios está ameaçada de extinção”, a perda populacional desse grupo taxonômico alerta para a necessidade de preservação das florestas tropicais, já que 80% das espécies de anfíbios vivem nesses habitats (CARMONA, 2007; HALLIDAY, 2008), sendo o Brasil, o país que apresenta o maior número de espécies de anfíbios anuros do planeta (MAFFEI; UBAID, 2014; ROSSA-FERES et al., 2008, SILVANO; SEGALLA, 2005).

O declínio de anfíbios vem sendo alertado desde a década de 1980 (COLLINS; STORFER, 2003; KOLBERT, 2015). Estudos mostram que 34 espécies foram consideradas extintas e 130 estão classificadas como potencialmente extintas, sendo que desse total, 113 espécies não são avistadas na natureza desde 1980 (HALLIDAY, 2008). Em 1993, mais de 500 populações de anuros e salamandras foram reportadas em fase de declínio ou em condições críticas de conservação (BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002). Na América Latina, que abriga metade das espécies de anfíbios conhecidas no mundo, pesquisas demonstram que desde o final da década de 1970 até os anos 2000, pelo menos treze países já haviam relatado reduções populacionais ou extinções de anfíbios (República Dominicana, Porto Rico, Brasil,

Equador, Costa Rica, México, Guatemala, Venezuela, Chile, Honduras, Peru, Panamá e Colômbia, em ordem cronológica de notificações desses estudos) afetando 30 gêneros e 9 famílias dessa classe (YOUNG et al., 2001).

Segundo avaliação da Lista Vermelha publicada pela União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN)² (2016), em 2016, das 7.571 espécies de anfíbios até então conhecidas e descritas, 86% desse total, ou ainda, 6.534 espécies haviam sido avaliadas pela IUCN e 2.068 dessas espécies foram classificadas como “ameaçadas” de extinção, ou seja, 42% das espécies de anfíbios foram catalogadas na Lista Vermelha como “vulneráveis”, “em perigo” ou “criticamente em perigo”, o que faz da classe Amphibia a mais ameaçada dentre os vertebrados.

O que vem sendo denominada como a sexta extinção em massa pode ser um indício para um colapso ecológico global, causado principalmente pela destruição, alteração e fragmentação de habitats, resultantes da ação humana (HALLIDAY, 2008; KOLBERT, 2015; MAFFEI; UBAID, 2014; YOUNG, 2001).

No livro publicado no Brasil com o título *A Sexta Extinção: uma história não natural*, Kolbert (2015), após um intenso trabalho de pesquisa jornalística, apresenta os seguintes dados, que contribuem para a hipótese de que a sexta extinção em massa está, por via de fato, acontecendo:

Hoje, os anfíbios desfrutam da distinção dúbia de ser a classe mais ameaçada do mundo no reino animal [...]. Estima-se que um terço de todos os recifes de corais, um terço de todos os moluscos de água doce, um terço dos tubarões e arraias, um quarto dos mamíferos, um quinto de todos os répteis e um sexto de todas as aves estão à caminho do desaparecimento. Essas perdas estão ocorrendo em todos os lugares: no Pacífico Sul e no Atlântico Norte, no Ártico e no deserto do Sahel, em lagos e ilhas, nos cumes das montanhas e nos vales. [...]

Existem todos os tipos de razões aparentemente incompatíveis para o desaparecimento dessas espécies. Mas, se o processo for rastreado com profundidade suficiente, o mesmo culpado será achado: “uma espécie daninha”. (KOLBERT, 2015, p. 27)

É alarmante o papel que a classe Amphibia ocupa nesse cenário de declínios populacionais, principalmente sob a ótica da história evolutiva dessa classe, que presenciou a agregação do supercontinente Pangea (TEIXEIRA et al., 2009) e sobreviveu a quatro dos

² Sigla em inglês, *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*.

cinco grandes episódios de extinções em massa que constituíram a atual distribuição ecossistêmica de todas as classes, ordens, famílias, gêneros e espécies que existem atualmente (HALLIDAY, 2008; KOLBERT, 2015) e que, ao mesmo tempo, tornou essa classe de vertebrados na mais diversificada em número de espécies e em estratégias reprodutivas, por meio de inúmeros processos de evolução adaptativa (CARMONA, 2007; GRANT et al., 2009; HALLIDAY, 2008; MAFFEI; UBAID, 2014; ROSSA-FERES et al., 2008).

Para Wake e Vredenburg (2008, p. 11.466), independentemente se há ou não uma sexta extinção e se ela está em curso nesse momento, o que vale ser destacado é que os anfíbios foram os grandes sobreviventes de quatro episódios de extinções em massa, contudo, se houver uma sexta extinção, os anfíbios serão os maiores prejudicados. O mais preocupante nesse caso, é que, se no passado os anfíbios foram os grandes sobreviventes desses eventos, atualmente, essa classe enfrenta uma realidade oposta, e que, se eles pudessem transmitir uma mensagem seria a de que “podemos ter pouco tempo para evitar uma possível extinção em massa”.

Blaustein e Kiesecker (2002) apresentam vários fatores que podem contribuir para o declínio populacional de anfíbios, mas afirmam que suas causas podem variar espacial e temporalmente e que a interferência desses fatores sobre as distintas comunidades de anfíbios variam de acordo com a dinâmica e o contexto de cada sistema ecológico em que se situam.

Segundo Blaustein e Kiesecker (2002), grande parte dos casos atestados de declínio nas populações de anfíbios são resultantes de complexas interações entre múltiplos fatores, sendo esse um aspecto muito importante no entendimento desses processos de perda da biodiversidade, uma vez, que os declínios populacionais de anfíbios ocorrem de maneiras diferentes em diferentes regiões. Dentre os principais fatores que podem contribuir para esse cenário, estão: a destruição ou a alteração de habitats, mudanças ambientais globais, patogenicidades, agentes contaminantes, poluição e espécies introduzidas.

A destruição ou a alteração de habitats é a principal causa de declínio da biodiversidade e podem ser caracterizadas pela derrubada de árvores, drenagem de zonas úmidas, modificações fluviais, alterações na vegetação, uso e ocupação do solo (agricultura, indústria, urbanização), exploração de recursos naturais, fragmentação das reservas ambientais e queimadas, apenas para citar alguns exemplos (BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002; HADDAD, [2008?], MITTERMEIER et al., 2005).

As mudanças ambientais globais também afetam as populações de anfíbios. Segundo Blaustein e Kiesercker (2002), mudanças na precipitação e temperatura podem afetar o ciclo reprodutivo de algumas espécies; o aumento na incidência de raios ultravioleta podem causar perturbações à anurofauna, podendo reduzir os índices de eclosão dos ovos de algumas espécies, uma vez que os ovos dos anfíbios não possuem casca; a exposição à radiação UV-B também pode afetar o desenvolvimento e o crescimento das espécies mais vulneráveis.

Uma ampla gama de doenças podem afetar os anfíbios, causadas por vírus, bactérias, fungos, protozoários e parasitas, essas doenças podem ocorrer nas mais diversas fases de seu desenvolvimento e estão associados a altas taxas de mortalidade ou a danos subletais (BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002).

Outro fator que oferece risco à conservação dos anfíbios é a poluição causada por agentes contaminantes (pesticidas, herbicidas, fungicidas), resíduos químicos provenientes da atividade industrial, acidificação das águas fluviais e esgotos sem tratamento, apenas para citar alguns exemplos. Essas substâncias tóxicas podem afetar populações de anfíbios de diversas maneiras, interferindo no seu comportamento e desenvolvimento, reduzindo sua área de ocorrência ou causando a morte e conseqüente declínio de algumas espécies (BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002).

Segundo Blaustein e Kiesecker (2002), espécies introduzidas podem impactar as comunidades de anfíbios de diferentes maneiras, seja pela predação, competição, homogeneização de habitats ou pela disseminação de doenças.

Dentre tantos fatores que podem contribuir para o declínio global de anfíbios (SILVANO; SEGALLA, 2005), este trabalho dará enfoque aos efeitos das invasões biológicas, pela introdução de espécies exóticas invasoras, que representa a principal ameaça à biodiversidade de anfíbios segundo pesquisas publicadas por McGeoch et al. (2010), no caso deste trabalho, o enfoque será dado na espécie *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae) (FROST et al., 2006), popularmente conhecida como rã-touro-americana, buscando compreender as implicações de sua introdução sobre as populações de anfíbios nativos.

2.2. Invasões biológicas: a introdução de novas espécies

O termo invasão biológica é designado aos casos de ocorrência de uma espécie fora de sua distribuição geográfica natural, contudo, as invasões biológicas são resultantes de múltiplos e complexos processos que atuam de maneira sinérgica e que compreendem a combinação e a integração de uma gama muito vasta das mais diversas áreas do conhecimento, como a economia, a genética, a biogeografia e a ecologia. Mais do que entender esses campos de estudo, é necessário correlacioná-los para buscar compreender os impactos causados pela introdução de espécies em novos habitats (LOCKWOOD; HOOPES; MARCHETTI, 2007).

Segundo a presidente do Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, as invasões biológicas podem ser caracterizadas da seguinte maneira:

Invasões biológicas ocorrem quando uma espécie exótica animal ou vegetal, introduzida em determinado ambiente, se adapta, se estabelece, passa a se propagar e a dominar espécies nativas, expulsando-as e gerando conseqüente perda de biodiversidade e alterações nos ciclos ecológicos naturais. Nem todas as espécies exóticas introduzidas a outros ambientes se tornam invasoras. A problemática não está ligada ao número de espécies invasoras presentes numa área, mas sim em seu nível de agressividade e dominação das espécies nativas. Isto quer dizer que uma única espécie pode causar estragos em grandes áreas. (INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2003).

Com a introdução de espécies não nativas em novos ambientes, as invasões biológicas podem implicar em mudanças ecossistêmicas irreversíveis, cuja causa primária é a ação humana. Espécies que antes se limitavam à uma pequena área de ocorrência, hoje estão distribuídas por todo o globo por uma razão não natural, o que do ponto de vista histórico e biogeográfico, é um fato inédito em todo o processo evolutivo da vida na Terra (KOLBERT, 2015; LOCKWOOD; HOOPES; MARCHETTI, 2007).

Apesar dos riscos inerentes aos eventos de invasões biológicas, estudos demonstram que em alguns casos, a introdução de novas espécies pode não representar uma ameaça às espécies nativas, ao contrário, elas podem ser caracterizadas como um fator de enriquecimento biológico em nível local. No entanto, seja por seus impactos negativos ou por seus benefícios, a bioinvasão invariavelmente resulta em uma alteração profunda na estrutura da comunidade, ainda que essa alteração se manifeste de uma maneira positiva. Desse modo, é importante ressaltar que o conceito de invasões biológicas não se limita à observação dos

seus impactos, mas sim, a um profundo entendimento da sua complexa interação ecossistêmica que pode ser responsável por mudanças no funcionamento estrutural das comunidades (BOTH; MELO, 2014).

A terminologia encontrada em publicações sobre as invasões biológicas é ampla e de certa forma confusa, termos como “exóticas”, “não-nativas”, “não-indígenas”, “daninhas”, “alóctones”, “alienígenas”, “não-aborígenes”, “nocivas”, “naturalizadas”, “invasoras” são utilizadas, muitas vezes como sinônimos. Um glossário de termos disponibilizado no *website* da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) demonstra bem essa falta de coesão terminológica. Esse documento pode ser parcialmente consultado em anexo, sendo apresentados apenas os termos referentes aos agentes do processo de bioinvasão (ANEXO A – Glossário de Termos CDB) (BLACKBURN et al., 2014; CDB, [2014?]; ESPÍNOLA; JÚLIO JR, 2007).

Espínola e Júlio Jr. (2007) observam:

A falta de operacionalidade das definições é prejudicial para uma correta interpretação, pois um consenso sobre as mesmas serviria para evitar generalizações e predições equivocadas. Tal consenso reduziria a confusão entre os pesquisadores e facilitaria a aproximação necessária para encontrar generalizações, melhorando a compreensão dos processos associados às invasões biológicas [...]. (ESPÍNOLA; JÚLIO JR., 2007, p. 582).

Em vista dessas variações, algumas propostas de uniformização dos termos foram criadas. A terminologia, sugerida no livro *Invasion Ecology*, por Lockwood, Hoopes e Marchetti (2007, p. 08), apresenta a invasão biológica como um processo que envolve diferentes variáveis e que pode ter diferentes resultados. Em sua classificação por estágios, o termo “não nativo” é adotado de uma maneira “neutra” para se referir a toda e qualquer espécie que foi deslocada além dos limites da sua distribuição geográfica natural pela ação humana, sem levar em consideração os efeitos econômicos ou ecológicos de sua introdução, e o termo “invasora” para descrever as espécies que estão associadas a algum tipo de impacto causado por sua introdução.

Diante de inúmeras pesquisas sobre invasões biológicas e de suas variações, Blackburn et al. (2011, p. 333) também propõem uma unificação terminológica a fim de se superar as dificuldades encontradas no uso de termos apropriados para se classificar os diferentes momentos do processo de invasão biológica, partindo do princípio de que esse é

um processo mediado pela ação humana, que as causas da introdução podem ocorrer de maneira direta ou indireta, ocasional ou intencional.

Para isso, Blackburn et al. (2011) e Lockwood, Hoopes e Marchetti (2007), situam a invasão biológica em diferentes fases, tendo como o primeiro momento, o estágio do transporte, e passando por diversos outros como introdução, estabelecimento e dispersão. É nesse último estágio que se considera uma espécie introduzida como “invasora”, caracterizada pela sua capacidade de se dispersar, sobreviver e se reproduzir em diversas áreas além de seu ponto de introdução, devido às condições favoráveis do ambiente.

Os mesmos autores destacam a importância de não simplificar a classificação de uma espécie como invasora ou não, mas sim analisar o seu processo evolutivo local em uma perspectiva mais ampla, observando os diferentes estágios em que a espécie pode se encontrar.

Segundo o Programa Global de Espécies Invasoras (GISP)³ (MATTHEWS et al., 2005, p. 04), uma espécie “exótica” ou “introduzida” “[...] é qualquer espécie proveniente de um ambiente ou de uma região diferente [...]”, quando uma espécie exótica passa a estabelecer uma população autossustentada, ela é classificada como espécie estabelecida, quando ocorre o avanço de uma espécie estabelecida sobre os ambientes naturais e alterados, ela passa a ser classificada como espécie exótica invasora (EEI) , o documento apresenta a seguinte explicação:

[...] uma espécie introduzida pode sobreviver sem causar danos por um período indeterminado de tempo até que esteja habilitada a ultrapassar certas restrições ambientais, reproduzir-se e formar uma população, tornando-se estabelecida. Com o tempo, esta espécie pode avançar de forma significativa sobre ambientes naturais e mesmo sobre sistemas produtivos, transformando-se, assim, em invasora. (MATTHEWS et al., 2005, p. 05)

Assim sendo, é possível identificar uma interação espaço-temporal entre o ambiente e a espécie introduzida, a partir de um processo dinâmico, cujas classificações são feitas de acordo com os efeitos e/ou impactos dessa relação, podendo ser positivos ou negativos.

³ Sigla em inglês, *Global Invasive Species Program*.

Neste trabalho, a terminologia que será adotada é a mesma apresentada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), em sua Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras (BRASIL, 2009), cuja definição para “espécies exóticas invasoras” é a seguinte:

De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB [1992], espécies exóticas invasoras são organismos que, introduzidos fora da sua área de distribuição natural, ameaçam ecossistemas, habitats ou outras espécies. Possuem elevado potencial de dispersão, de colonização e de dominação dos ambientes invadidos, criando, em consequência desse processo, pressão sobre as espécies nativas e, por vezes, a sua própria exclusão. (BRASIL, 2009, p. 02)

Dessa forma, sob a ótica legal brasileira e entre outros órgãos internacionais, espécie exótica invasora (EEI) pode ser considerada toda e qualquer espécie não nativa em relação ao ecossistema em questão, cuja introdução pode ocorrer de forma intencional ou não, podendo causar alterações ao funcionamento do ecossistema de maneira direta ou indireta, que podem impactar o ambiente na esfera social, econômica ou biológica (BRASIL, 2006; JOLY et al., 2010; MATTHEWS et al., 2005).

No âmbito dos impactos ambientais, a introdução de espécies exóticas é considerada a segunda maior causa de perda de biodiversidade e está associada à ação humana – direta ou indireta –, às mudanças ambientais e ao processo de globalização que possibilitou a dispersão de determinadas espécies em escala global, e é apontada como um dos principais fatores para o declínio mundial nas populações de anfíbios (AFONSO et al., 2010; ALVES et al., 2008; BOTH et al., 2011; BRASIL, 2009; CLOUT, 2002; COLLINS; STORFER, 2003; CUNHA; DELARIVA, 2009; FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002; FICELOTA; THUILLER; MIAUD, 2007; HALLIDAY, 2008; IÑIGUEZ; MOREJÓN, 2012; IUCN, 2000; IUCN, 2008; MATTHEWS et al., 2005; MCGEOCH et al., 2010; ROSSA-FERES et al., 2011; YOUNG et al., 2001).

Alguns efeitos negativos da introdução de EEI são destacados por Clout (2002), sendo eles: interrupção dos processos naturais, dominação de ecossistemas naturais, extinção de espécies nativas por processos múltiplos, como predação, competição, mudanças no hábitat, hibridização ou infecção e introdução de doenças emergentes.

Souza, Calazans e Silva (2009) apresentam a problemática em torno da introdução de espécies exóticas em ambientes aquáticos, trazendo um panorama desse processo no meio marítimo. Apresentam ainda algumas consequências dessas introduções e seus impactos

ecológicos, financeiros e sociais; e sugerem uma série de medidas preventivas para se detectar, monitorar e, se possível, erradicar essas espécies invasoras. Ressaltando a importância de pesquisas em Biogeografia com o enfoque nas invasões biológicas.

Blackburn et al. (2014) também apresentam um quadro detalhado dos possíveis impactos causados pela introdução de espécies exóticas em novos habitats, classificando cada impacto de acordo com a sua magnitude, que varia entre cinco categorias, sendo elas: mínimo (**ML** – *minimal*), menor (**MI** – *minor*), moderado (**MO** – *moderate*), maior (**MR** – *major*) e massivo (**MA** – *massive*). Lockwood, Hoopes e Marchetti (2007) também apresentam a invasão biológica como um processo que envolve diferentes variáveis e que pode ter diferentes resultados.

Na hierarquização dos impactos apresentada por Blackburn et al. (2014), **ML** significa que a introdução da espécie não causa efeitos no *fitness* individual das espécies nativas; é classificado como **MI** quando a introdução causa redução no *fitness* individual de uma espécie nativa, mas não causa declínios da densidade populacional das espécies nativas; **MO** é utilizado para classificar impactos associados a declínios populacionais, mas sem apresentar mudanças na composição da comunidade nativa; **MR** se refere aos casos em que ocorre mudanças na composição da comunidade nativa, mas com efeitos reversíveis caso a espécie introduzida seja removida; e **MA** é o estágio mais grave, onde a introdução pode causar extinções locais e mudanças irreversíveis na composição da comunidade afetada, nesse caso, mesmo que a espécie introduzida seja removida, o ecossistema afetado não consegue retornar à sua condição original (BLACKBURN et al., 2014).

Dentre os principais impactos causados pela introdução de espécies exóticas, Blackburn et al. (2014) e Espínola e Júlio Jr. (2007) destacam: competição, predação, hibridização, transmissão de doenças ou patógenos, parasitismo, mutualismo, envenenamento ou intoxicação, biopirataria, perturbações acústicas, impactos no ecossistema de ordem química, física ou estrutural e interação entre outras espécies exóticas.

Dessa forma, é perceptível que os impactos causados pela introdução de espécies podem variar em gênero e grau, sendo que uma mesma espécie pode ser responsável por diferentes impactos com diferentes magnitudes em diferentes habitats, os resultados dependerão da composição ecossistêmica local e de sua interação com a espécie introduzida, onde alguns habitats ou comunidades podem se mostrar mais resistentes à introdução, ou mais resilientes aos impactos, ou ainda, extremamente vulneráveis às alterações decorrentes da

introdução de uma nova espécie (BLACKBURN, 2014; LOCKWOOD; HOOPES; MARCHETTI, 2007).

Matthews et al. (2005) também salientam um aspecto importante nos impactos causados pelas invasões biológicas, que é o fator temporal, uma vez que a análise dos impactos causados por espécies exóticas invasoras não podem se referenciar apenas no momento presente, e sim, considerar as implicações dessa introdução em longo prazo, partindo do princípio de que toda e qualquer espécie tende a realizar uma adaptação evolutiva, que pode tornar possível o estabelecimento dessa espécie, favorecendo uma futura etapa de invasão, sem deixar de levar em consideração, também, o histórico de introdução e invasão dessa espécie em outros lugares.

Os episódios de invasões biológicas, com o estabelecimento de espécies exóticas em ambientes naturais e com sua conseqüente invasão são preocupantes, pois os impactos diretos ou indiretos resultantes dessa interação podem ser muito variados, capazes de causar prejuízos ambientais irreversíveis, como a desestruturação de ecossistemas, redução na biodiversidade local ou até mesmo a extinção de algumas espécies. Como já destacado, espécies exóticas que se tornam invasoras podem impactar negativamente a comunidade nativa por meio de diversas interações, podendo causar, ainda, alterações no comportamento das espécies afetadas pelos efeitos da sobreposição de nichos (CLOUT, 2002; SILVA, 2016).

Além dessas questões, o processo de reversão dos impactos causados por invasões biológicas é pouco eficiente e oneroso, uma vez que é muito difícil de erradicar espécies exóticas invasoras de ambientes naturais. Variáveis como a taxa de dispersão, reprodução e fecundidade da espécie, assim como as características geográficas do ambiente invadido, como extensão, acesso e topografia, devem ser levados em conta, além do histórico dessa introdução (MATTHEWS et al., 2005; SILVA, 2016).

Segundo o artigo publicado por Sampaio e Schmidt (2013), os autores realizaram um levantamento da ocorrência de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação em diferentes domínios brasileiros. Nessa pesquisa, a Mata Atlântica se destacou por apresentar a ocorrência de um elevado número de espécies exóticas em suas Unidades de Conservação.

Sampaio e Schmidt (2013) apontam para a necessidade em se elaborar planos de ação, políticas públicas, estudos e pesquisas para a maior compreensão dos riscos que essas espécies introduzidas podem representar às Unidades de Conservação. Ressaltam ainda que

dentre o levantamento dessas espécies, há a ocorrência de apenas um anfíbio exótico, sendo ele a *Lithobates catesbeianus*.

Kolbert (2015) utiliza o exemplo do biólogo britânico da década de 1950, Charles Elton, para um entendimento mais didático dos efeitos a longo prazo do deslocamento de espécies para novos habitats, fazendo analogia entre os ecossistemas com um conjunto de tanques de vidro, demonstrando o processo de homogeneização dos habitats que pode ser acarretado pela introdução de novas espécies, de maneira gradual:

Imagine que cada um dos tanques contenha uma solução diferente de substâncias químicas. Em seguida, imagine que todos os tanques são conectados a seus vizinhos através de tubos longos e estreitos. Se as torneiras dos tubos fossem deixadas abertas apenas por um minuto por dia, as soluções começariam a se misturar bem devagar. As substâncias químicas se recombinariam. Alguns novos compostos se formariam e alguns dos compostos originais sumiriam. “Poderia levar um bom tempo até que todo o sistema entrasse em equilíbrio”, escreveu Elton. Mas, por fim, todos os tanques conteriam a mesma solução. A variedade teria sido eliminada [...]. (KOLBERT, 2015, p. 223)

Ainda segundo Kolbert (2015, p. 208), o deslocamento de espécies por todo o globo é um marco, sem precedentes, na história natural da vida na Terra, seja pelo seu volume ou pela rapidez e frequência com que acontece. O legado desses “eventos de invasão em massa”, que vem remanejando geograficamente as espécies pelo planeta sem levar em consideração os limites naturais de sua distribuição original, podem ser, em princípio, imperceptíveis, mas, a longo prazo, também podem se tornar irreversíveis.

2.3. *Lithobates catesbeianus*: a rã-touro-americana

A rã-touro-americana, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae)⁴ é um anfíbio da ordem Anura, constituída por sapos, rãs e pererecas, e pertence à família Ranidae, composta por 380 espécies (FROST, 2017), essa espécie, assim como outras rãs, é muito dependente do ambiente aquático, seja para sua reprodução, alimentação ou manutenção do seu equilíbrio hídrico (FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002).

Quadro 1 - Classificação taxonômica da espécie *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802).

Reino	Animalia
Filo	Chordata
Classe	Amphibia
Ordem	Anura
Família	Ranidae
Gênero	<i>Lithobates</i>
Espécie	<i>Lithobates catesbeianus</i>

Fonte: FROST (2017).

A distinção entre os anfíbios anuros geralmente é de fácil percepção, sendo que apenas pelas características morfológicas já é possível de distinguir se a espécie é pertencente ao grupo dos sapos, das rãs ou das pererecas. Apesar dos membros dessa ordem parecerem, a uma primeira vista, semelhantes, um olhar mais apurado verificará marcantes diferenças, como apresentado no seguinte quadro, com as principais características que distinguem as espécies de três famílias, Ranidae, Bufonidae, Hylidae, respectivamente (FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002):

⁴ *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) é a nomenclatura oficial adotada, entre outros autores, pela SBH (SEGALLA et al., 2016), fundamentada em mudanças taxonômicas propostas recentemente (FROST et al., 2006); outras nomenclaturas podem ser encontradas como sinônimos, tais como: *Lithobates catesbeianus*, *Rana catesbeiana* (Shaw, 1802), *Rana catesbeiana* (Shaw, L.). Em 2014, Fouquette e Dubois propuseram uma mudança em sua nomenclatura para *Rana* (*Lithobates*) *catesbeiana*, contudo, o nome oficial que prevalece é o estabelecido por Frost et al. (2006).

Quadro 2 - Comparação entre as principais características que distinguem as rãs, os sapos e as pererecas de três famílias específicas: Ranidae, Bufonidae e Hylidae.

	Rã	Sapo	Perereca
Gênero	Ranidae	Bufonidae	Hylidae
Tamanho	Médio à grande	Médio	Pequeno
Cor predominante	Verde a marrom	Marrom	Diversas
Corpo	Esguio e liso	Troncudo e rugoso	Frágil
Veneno	Ausente	Possui glândulas	Geralmente sem
Patas	Longas e musculosas	Pequenas	Longas com ventosas
Desova	Espalhada	Em cordão	Em espuma
Dependência hídrica	Total	Para reprodução	Parcial

Fonte: FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO (2002, p. 3).

É válido ressaltar que essa esquematização é genérica, servindo apenas para fins de comparação entre algumas espécies dessas três famílias apresentadas, contudo, características físicas, como o corpo e as patas são fatores importantes para a caracterização de anfíbios anuros, já que a maioria das espécies de rãs apresenta corpo liso e esguio com os membros locomotores traseiros bem desenvolvidos, longos e musculosos, o que não é observado para os sapos e pererecas; sendo que essas últimas possuem ventosas nas pontas dos dedos, também conhecidos como discos aderentes, característica que não é comum aos sapos e às rãs. Os sapos, por sua vez, apresentam bolsas laterais, atrás dos tímpanos, onde se localizam as glândulas paratoides, que secretam uma substância utilizada para sua defesa (WOEHL JR; WOEHL, [200-?]).

Neste trabalho, o nome popular adotado para designar a espécie *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae) será rã-touro-americana, sendo sinônimo de rã-touro, rã-touro-gigante e rã-touro-norte-americana, como utilizados em outros trabalhos. A escolha dessa nomenclatura se deu com a finalidade de especificar com maior precisão a espécie que é o objeto desse estudo, uma vez que o termo popular “rã-touro” também é utilizado para outras 43 espécies de anfíbios além da *L. catesbeianus* (FROST, 2017).

A rã-touro-americana, Ranidae, é uma espécie nativa do continente norte americano - Estados Unidos, Canadá e México (CASPER; HENDRICKS, 2005; GIOVANELLI; HADDAD; ALEXANDRINO, 2007; SANTOS-BEZERRA et al., 2014), sua distribuição geográfica natural se estende pela porção norte dos Estados Unidos e sul da Flórida; ao norte

da Nova Escócia, Nova Brunswick, Quebec e Ontário, no Canadá (onde é capaz de viver em temperaturas muito baixas ao longo de vários meses) (FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002); e no México, a oeste das planícies centrais e ao sul de Hidalgo, Puebla e próximo à Veracruz (FROST, 2017).

A rã-touro-americana é a maior espécie de rã da América do Norte e apresenta um porte avantajado em comparação com as espécies nativas do Brasil. Em sua fase adulta chegam a apresentar medida rostrocloacal (comprimento do focinho à região caudal) de 20 cm, e seu comprimento total (incluindo as patas) pode ultrapassar os 40 cm. Seu peso na fase adulta é em média 600g, apresentando registros de rãs-touro-americanas criadas em cativeiro que alcançaram 1,75kg e sua longevidade varia entre 10 à 16 anos (CUNHA; DELARIVA, 2009; FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002; LEIVAS, 2010; VIEIRA, 1984).

Sua coloração varia de acordo com o ambiente em que se desenvolve (mimetismo), entre verde oliva e parda, com o ventre branco ou amarelado e manchas escuras na borda. Algumas anomalias genéticas na pigmentação dessa espécie já foram registradas, ocasionando em indivíduos albinos ou completamente negros. De modo geral, as pernas são mais escuras. Uma característica marcante da rã-touro-americana é a presença de membranas interdigitais em suas patas traseiras, o que não se observa em nenhuma das espécies de rãs nativas do Brasil; seus membros traseiros são bem desenvolvidos, longos e musculosos, adaptados para o salto (VIEIRA, 1984). Essa espécie também se difere das espécies de rãs nativas do Brasil pela sua coloração, seus hábitos alimentares e vocalização.

A rã-touro-americana apresenta dimorfismo sexual. A diferenciação entre machos e fêmeas se dá principalmente pelo tamanho dos tímpanos (pavilhão auditivo), nos machos, os tímpanos são, em média, duas a três vezes maiores que o diâmetro dos olhos, já nas fêmeas os tímpanos são de tamanho equivalente ao diâmetro dos olhos. Além disso, somente os machos produzem o coaxar característico dessa espécie, o que lhe atribuiu o seu nome comum de rã-touro, ou *bullfrog* em inglês, *rana toro* em espanhol e *grenouille-taureau* em francês⁵, uma vez que o som emitido se assemelha muito ao mugir de um boi ou touro (SANTOS-BEZERRA et al., 2014; VIEIRA, 1984).

Outras características que diferem os machos das fêmeas são: a coloração da região gular, onde nos machos se apresenta com aspecto amarelado e nas fêmeas, esbranquiçado; os

⁵ Sendo todos sinônimos.

membros anteriores nos machos são mais robustos do que os das fêmeas, que em geral são mais frágeis, porém, as fêmeas são maiores que os machos; os machos também apresentam calos sexuais desenvolvidos nas bases dos dedos anteriores, sendo essa uma característica ausente nas fêmeas (FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002; SILVA, 2016).



Figura 1: Exemplar adulto macho de *Lithobates catesbeianus*, registrado em vida livre, em área antropizada com redutos de Mata Atlântica, no município de Mogi das Cruzes, São Paulo. Destaque para a característica marcante do diâmetro do pavilhão auditivo em comparação com os olhos. **Fonte:** GABRIELA DO AMPARO, (2014).



Figura 2: Exemplar adulto fêmea de *Lithobates catesbeianus*, registrado em cativeiro no município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro. Destaque para o diâmetro proporcional entre o tímpano e os olhos, assim como a coloração branca na região gular. **Fonte:** CAPELLE; LEUTZ, (2016).

A rã-touro-americana normalmente prefere locais úmidos com pouca correnteza e com cobertura vegetal. Como a maioria dos anfíbios anuros, possui hábitos noturnos, e se alimenta de uma variação muito ampla de alimentos, incluindo a prática do canibalismo (CUNHA; DELARIVA, 2009; ROACH, 2004; SANTOS-BEZERRA et al., 2014; VIEIRA, 1984). Na fase larval, como girinos, são onívoras, se alimentando de algas e insetos, já quando atingem a fase adulta se tornam carnívoras, apresentando uma grande variação alimentar, consumindo vertebrados e invertebrados, que inclui, pequenos mamíferos, répteis, moluscos, aves e outros anfíbios (CUNHA; DELARIVA, 2009; FERREIRA, PIMENTA; PAIVA NETO, 2002; WU et al., 2005).

Como observado em praticamente toda classe Amphibia, sua reprodução é estimulada por fatores ambientais, principalmente pelo aumento das temperaturas e maior índice de precipitação (LEIVAS, 2010). O gradiente latitudinal também é um fator de influência no período reprodutivo dessa espécie, principalmente em sua distribuição original, no hemisfério norte, onde nas regiões mais setentrionais apresenta uma redução da sua atividade reprodutiva (SILVA, 2016).

No Brasil, a rã-touro-americana se reproduz até duas vezes por ano, nos meses de setembro a março, se estendendo até abril nas regiões Sul e Sudeste; nas regiões Norte e Nordeste, a reprodução pode ocorrer durante o ano inteiro. Em sua distribuição geográfica original, ou seja, onde a *L. catesbeianus* é nativa, o seu período reprodutivo é mais curto e ocorre entre abril e maio a junho e julho. A temporada de reprodução é marcada pela sua intensa vocalização, que serve tanto para atrair as fêmeas, como para defender seu território (CUNHA; DELARIVA, 2009; GRANT et al., 2009; LEIVAS, 2010; VIEIRA, 1984).

A rã-touro-americana é uma espécie ovípara. Após as fêmeas elegerem os machos, ocorre o abraço nupcial – o amplexo –, onde as fêmeas depositam seus ovos e os machos realizam a fertilização externa. Os ovos são protegidos por uma camada gelatinosa e ficam na superfície da água, permitindo a sua oxigenação. As fêmeas podem realizar até duas posturas de ovos por período reprodutivo. As desovas são protegidas por vegetação para que não afundem; em média são postos de 4.000 a 6.000 ovos, sendo que a cada postura ocorre um acréscimo nesse número, podendo chegar a 25 mil ou mais (dados registrados em cativeiro) (VIEIRA, 1984). Segundo Leivas (2010, p. 15) as desovas em “ambiente natural tem massa média de 3.208 cm³ e contém aproximadamente 7.360 ovos”, há estimativas de que uma única

fêmea é capaz de depositar quase 48.000 ovos por postura (LEIVAS, 2010; SILVA, 2016; SNOW; WITMER, 2010; VIEIRA, 1984).



Figura 3: Ovos fecundados e depositados pela espécie *L. catesbeianus*. Destaque para a massa gelatinosa que envolve e protege a desova. Neste caso, pela desova estar submersa na água, não ocorreu a eclosão dos ovos. **Fonte:** DEGGINGER, (20--?).

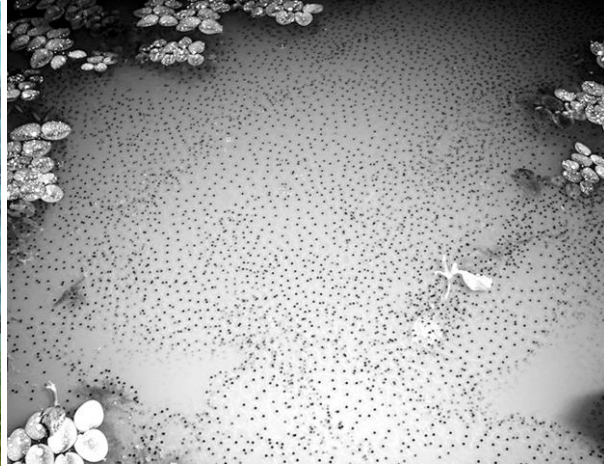


Figura 4: Ovos fecundados e depositados pela espécie *L. catesbeianus*. Característica desova em superfície, com elevada taxa de deposição, protegida por película gelatinosa e espalhada. **Fonte:** SILVA, (2016).

Os girinos de rã-touro-americana são grandes, possuem entre 10 cm e 17 cm de comprimento, com coloração verde oliva, possuem respiração cutânea, bucofaríngea e branquial (FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002) e levam entre seis e doze meses para se transformarem em imagos (VIEIRA, 1984), mesmo período em que atingem maturidade sexual. Na fase adulta, apresentam respiração bucofaríngea, cutânea e pulmonar (FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002).



Figura 5: Girinos em estágio de metamorfose criados em ranário, município de Cachoeiras de Macacu – RJ. **Fonte:** CAPELLE; LEUTZ, (2016).



Figura 6: Imagos de *Lithobates catesbeianus*, registrados em cativeiro, em Araçoiaba da Serra – SP. **Fonte:** TV TEM, (2014).

Essa espécie possui um grande apelo comercial e é mundialmente utilizada no ramo da ranicultura para o fornecimento de carne para consumo humano, utilização do couro em confecções e fornecimento de animais para laboratórios e escolas. A rã-touro-americana foi amplamente utilizada para criação comercial devido às suas altas taxas de fecundidade e prolificidade, crescimento acelerado, flexibilidade adaptativa aos diferentes ambientes e regimes climáticos, apresentando melhorias no desempenho metabólico associado ao aumento da temperatura, com excelente comportamento reprodutivo e desenvolvimento em cativeiro além de ser resistente à enfermidades (CUNHA; DELARIVA, 2009; FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002; INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2016; LEIVAS, 2010; SILVA, 2016; VIEIRA, 1984).



Figura 7: Exemplos adultos fêmeas de *Lithobates catesbeianus* criados em cativeiro em ponto de abate se alimentando, município de Lençóis Paulista, São Paulo. **Fonte:** TV TEM, (2014).

Sua introdução no Brasil ocorreu na década de 1930, com a ranicultura. A adaptação dessa espécie às condições climáticas do país proporcionou uma otimização em seu desenvolvimento em relação à sua região de origem (CUNHA; DELARIVA, 2009; FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002; RODRIGUES et al., 2010; SCHLOEGEL et al., 2009; SILVA, 2016; VIEIRA, 1984).

2.4. Ranicultura: histórico e consequências

No decorrer do século XX, com o desenvolvimento da prática do comércio internacional, houve um grande incentivo à produção de carne de rã, a fim de abastecer os mercados norte americano e europeu, o que levou a uma propagação de ranários por todo o globo (CUNHA; DELARIVA, 2009), causando a ampla distribuição de uma espécie anura em particular, para ser criada em cativeiro, a *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), conhecida popularmente como rã-touro-americana (BOTH et al., 2011; FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002; VIEIRA, 1984).

Segundo o Instituto de Pesca do Estado de São Paulo, a rã-touro-americana, Ranidae, foi introduzida no Brasil no início da década de 1930, quando o canadense Tom Cyriril Harrison trouxe os primeiros 300 exemplares dessa espécie diretamente do Canadá, com o intuito de estabelecer a ranicultura no país, quando, em 1935, o município de Itaguaí, no Estado do Rio de Janeiro, recebeu a implantação do primeiro ranário brasileiro, conhecido como Ranário Aurora (CUNHA; DELARIVA, 2009; FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002; VIEIRA, 1984).

A escolha dessa espécie para sua criação em criadouros comerciais se deve, entre outros aspectos, ao melhoramento de seu desempenho metabólico diretamente relacionado com o aumento da temperatura ambiente, o que implicou no seu sucesso adaptativo em diversos países, em especial, no Brasil (CUNHA; DELARIVA, 2009).

O Brasil é caracterizado como um dos países pioneiros no ramo da criação de carne de rã (SCHLOEGEL et al., 2009), uma vez que os primeiros exemplares da rã-touro-americana que foram introduzidos na Europa também datam da mesma época; na década de 1930, na Itália, seguida pela França, cuja introdução dessa espécie ocorreu na década de 1960 (SPITZEN – VAN DER SLUIJS; ZOLLINGER, 2010).

Segundo Ferreira, Pimenta e Paiva Neto (2002), ao longo dos anos, a ranicultura brasileira passou por uma fase de desenvolvimento marcada pela alternância de métodos e tecnologias de criação; o incentivo à cultura de carne de rã se deu pelo mercado promissor de exportação desse produto para países da Europa e os Estados Unidos, sendo que o próprio governo, por meio da Divisão de Caça e Pesca, que pertencia ao antigo Departamento da Produção Animal do Ministério da Agricultura, incentivava essa prática com a distribuição

gratuita de girinos de rã-touro-americana durante a década de 1940, logo após o primeiro criadouro comercial de rãs ser implantado no país (CUNHA; DELARIVA, 2009).

A ranicultura brasileira apenas começaria a se expandir, em termos de unidades de criação, quatro décadas após a implantação do Ranário Aurora, pois, foi apenas no ano de 1975 que um grande número de novas unidades de ranários foi criado, porém, a forma de manejo se demonstrava ainda muito precária e a maioria dos criadores trabalhava de maneira empírica, ou seja, sem metodologias, técnicas apropriadas, nem conhecimentos aprofundados a respeito das características fisiológicas da espécie, o que conseqüentemente, se apresentou como uma grande dificuldade para o estabelecimento desse tipo de criação causando uma grande oscilação no número de ranicultores (FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002).

Em 1988, o Brasil possuía cerca de 2.000 ranários ativos, a partir de então, a ranicultura experimentou grandes avanços tecnológicos e de manejo; na década de 1990 a produção de carne de rã praticamente triplicou com relação à década passada. Em contrapartida o número de instalações caiu para cerca de 280, essa queda abrupta se deve à inadequação das instalações que se proliferaram na década de 1980 e à falta de conhecimento técnico sobre ranicultura, resultando no abandono da atividade por parte dos produtores (RODRIGUES et al., 2010; SCHLOEGEL et al., 2009).

Apesar dos lucros associados a esse tipo de produção, cerca de 85% dos ranários brasileiros foram abandonados até o fim da década de 90; as exportações, entraram em declínio, e os incentivos governamentais também se tornaram mais raros (CUNHA; DELARIVA, 2009; SCHLOEGEL et al., 2009).

Dados sobre a ranicultura são escassos e em alguns casos contraditórios, segundo Schloegel et al. (2009), em 1997 o país possuía cerca de 280 ranários; sendo que em 2002, segundo o Boletim do Instituto da Pesca do Estado de São Paulo, o país apresentava cerca de 600 ranários funcionando (FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002); já os dados do Censo Agropecuário de 2006, realizado pelo IBGE (2008) apresentam uma realidade bem distinta, com apenas 170 estabelecimentos ativos em todo o país (RODRIGUES et al., 2010).

Independente do número exato de ranários, aqueles criadores que persistiram com a prática também voltaram sua produção ao mercado interno (FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002), contudo o declínio no número desses estabelecimentos é evidente e apesar das melhorias buscadas ao longo das últimas quatro décadas, o sistema de ranicultura brasileira

apresenta condições desfavoráveis ao seu desenvolvimento; boas práticas de higiene e um histórico detalhado das patologias em criadouros são condições necessárias, porém, ainda escassas nesse ramo e novas estratégias vêm sendo traçadas a fim de que esse sistema produtivo não entre em colapso (SÃO PAULO, 2003).

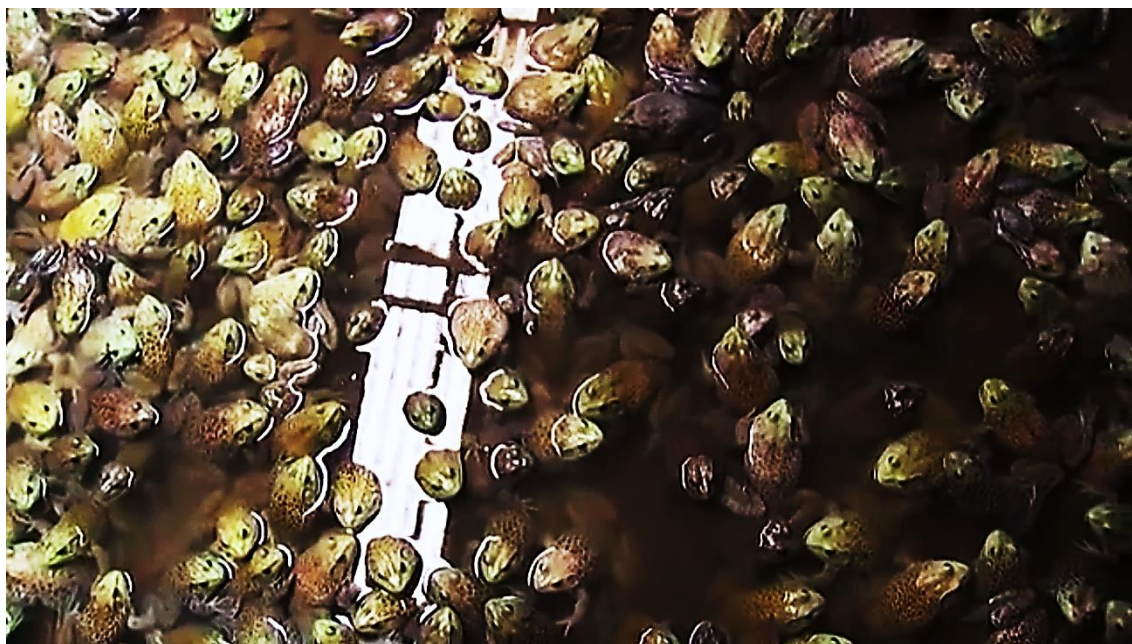


Figura 8: Criação de rãs da espécie *Lithobates catesbeianus*, indivíduos na fase adulta, registro realizado em um ranário em Lençóis Paulista, São Paulo. **Fonte:** TV TEM, (2014).

Segundo publicação de Luiz Frosch, durante o I Simpósio Brasileiro de Ranicultura e II Ciclo de Palestras sobre Ranicultura do Instituto de Pesca de São Paulo (2003), o então representante da gerência executiva do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis (IBAMA) para o Estado de São Paulo, afirma que “o desenvolvimento adequado da ranicultura deverá ser solidificado profissionalmente nas questões legais, técnicas e produtivas, para que a atividade seja reconhecida no país e no exterior” (SÃO PAULO, 2003, p. 67), evidenciando assim, que mesmo após tendo se passado décadas desde o estabelecimento dessa atividade produtiva, a ranicultura no Brasil ainda é uma prática pouco fiscalizada e pouco instruída, cujas normas são incipientes e em muitos casos, não praticadas.

Diante desse panorama, é possível constatar que mais do que afetar a economia aquícola, toda essa crise na produção de carne de rã traria consequências muito maiores à biodiversidade com a soltura em ambientes naturais da espécie rã-touro-americana, que até

então era criada em cativeiro para consumo humano (CUNHA; DELARIVA, 2009; FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002).

Segundo Cunha e Delariva (2009), “[...] em meados da década de 90, já existiam em torno de 2.000 ranários em funcionamento no Brasil, isso significou 2.000 novos contatos da espécie com novos ambientes brasileiros.” Considerando essa afirmação, todas essas oscilações no número de criadores de rãs-touro-americanas contribuíram para a introdução dessa espécie em ambiente natural, sendo constatadas, atualmente, populações estabelecidas nos mais variados habitats, tanto no Brasil, com registro de sua presença em mais de 130 municípios brasileiros, como em outros países, representando um potencial risco às espécies de anfíbios nativos, uma vez que essa espécie introduzida é caracterizada por ser predadora, que compete por recursos alimentares, tem grande facilidade em se reproduzir, ampla resistência às variações térmicas e pode ser um possível vetor de um patógeno altamente prejudicial aos anfíbios (AFONSO et al., 2010; ALVES et al., 2008; BOTH et al., 2011; CUNHA; DELARIVA, 2009; FICELOTA; THUILLER; MIAUD, 2007; IÑIGUEZ; MOREJÓN, 2012; VIEIRA, 1984).

2.5. *Lithobates catesbeianus* como uma espécie exótica potencialmente invasora

A rã-touro-americana, Ranidae, é considerada uma das cem piores espécies exóticas invasoras do mundo, segundo publicação da União Internacional para Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (LOWE et al., 2000), e está associada ao declínio global de anfíbios que é observado desde a década de 1980 (COLLINS; STORFER, 2003), devido à sua alta capacidade de adaptação e seus hábitos alimentares generalizados. Em seu ambiente natural, essa espécie atua, por meio da competição e predação, como um importante agente regulador da ocorrência de outros organismos, desempenhando forte papel para a manutenção do equilíbrio das comunidades (CUNHA; DELARIVA, 2009).

Segundo a Sociedade Brasileira de Herpetologia (SBH), até o final do mês agosto de 2016, foram reconhecidas 1.080 espécies de anfíbios presentes no Brasil, sendo 1.039 da ordem Anura (sapos, rãs e pererecas: corpo curto, sem cauda, com adaptações para salto), distribuídos em 20 famílias e 90 gêneros; 5 da ordem Caudata (tritões e salamandras: possuem cauda e se assemelham aos lagartos), incluídos em apenas uma família e um gênero; e 36 da ordem Gymnophiona (cobras-cegas e cecílias: são os anfíbios sem patas), representando 4 famílias e 12 gêneros. Dentre todas as 1.080 espécies catalogadas e apresentadas na lista da SBH (SEGALLA et al., 2016), a *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae) é a única classificada como espécie “introduzida” (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013).

Toda extensão de terra ou água que uma espécie ocupa é considerada a sua área geográfica e o meio imediato em que vive é a sua área ecológica⁶ (informação verbal). A distribuição espacial das espécies possui um valor geográfico na medida em que essa distribuição é resultante de um complexo sistema de interações entre os fatores físicos e bióticos que permitem ou possuem as condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento e à realização do ciclo vital de uma espécie, como a altitude, o clima, os solos, o relevo, as coberturas vegetais, disponibilidade de recursos alimentares e também a existência de outras espécies, incluindo a presença humana, considerada atualmente, o principal fator de distribuição e/ ou de limitação das espécies (BROWN; LOMOLINO, 1998; COX; MOORE, 2009).

⁶ Informações obtidas em aula, fornecidas pelo Prof.º Dr.º Yuri T. Rocha, disciplina de Biogeografia, 2014.

No entanto, essa espécie euritópica, está amplamente distribuída pelo planeta, por ser capaz de se adaptar e se estabelecer nos mais diversos habitats, apresentando tolerância a uma elevada amplitude térmica, fato que não é comum na maioria dos anfíbios, além de ser capaz de ocupar áreas antropizadas. Essa espécie exótica foi constatada em cerca de 40 países como Argentina, Bélgica, Brasil, Canadá (sudoeste), República Popular da China, Colômbia, Costa Rica, Cuba, República Dominicana, Equador, França, Alemanha, Grécia, Hong Kong, Indonésia, Itália, Jamaica, Japão, Coréia, Malásia, Holanda, México (sul e oeste), Peru, Filipinas, Porto Rico, Haiti, Cingapura, Espanha, Suíça, Taiwan, Tailândia, Reino Unido, Estados Unidos (oeste e Havaí), Uruguai, Venezuela e Guatemala (BRUENING, 2002; COX; MOORE, 2009; CUNHA; DELARIVA, 2009; INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2016; IUCN, 2015a; SILVA, 2016).

Sua ampla distribuição geográfica está associada, primeiramente, à ação humana, que foi a principal responsável pela dispersão cosmopolita dessa espécie; seguido do seu alto índice de sucesso adaptativo, uma vez que a rã-touro-americana possui características que permitem o estabelecimento de populações mesmo com baixa variabilidade genética e em diferentes condições ambientais. Nas regiões tropicais, essa espécie é capaz de se reproduzir com menos de um ano de idade e seu período reprodutivo pode se entender ao longo de todo o ano; suas taxas de deposição de ovos são elevadas, seus hábitos alimentares são generalistas e sua interação ecológica com outras espécies é agressiva, predatória e competitiva. É também altamente resistente a situações adversas e estresse, podendo ficar longos períodos sem se alimentar, suportando grandes variações térmicas ou de umidade e é capaz de viver em habitats alterados pela ação humana (BRUENING, 2002; CUNHA; DELARIVA, 2009; INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2016; IUCN, 2015a; LEIVAS, 2010; SILVA, 2016; SNOW; WITMER, 2010).

Pesquisas apontam que o sucesso no estabelecimento de uma espécie introduzida depende, em grande parte, das características biológicas dessa, assim como a presença de predadores e a disponibilidade de recursos do ambiente (BLACKBURN, 2014; LOCKWOOD; HOOPES; MARCHETTI, 2007). As principais características que podem contribuir para o sucesso de uma introdução são: a amplitude do nicho trófico dessa espécie e sua dinâmica reprodutiva (LEIVAS, 2010). Se a espécie introduzida possui esses atributos, então, ela possui maiores chances de adquirir energia e, ao mesmo tempo, aumenta a sua possibilidade de interagir de maneira direta ou indireta com as espécies da comunidade nativa,

seja por competição interespecífica, hibridização ou predação, entre outros fatores (LEIVAS, 2010; SILVA, 2016; SNOW; WITMER, 2010).

Ao correlacionar esses fatores com as observações apontadas em pesquisas que estudam o comportamento da rã-touro-americana, fica evidente que essa espécie possui as qualidades necessárias para ser considerada uma espécie exótica potencialmente invasora (BOTH et al., 2011; CUNHA; DELARIVA, 2009; BRASIL, 2006; IUCN, 2000, 2008; LEIVAS, 2010; MATTHEWS et al., 2005; MEDEIROS, 2015; MOYLE, 1973; SCHLOEGEL et al., 2009; SILVA, 2016; SNOW; WITMER, 2010; SPITZEN – VAN DER SLUIJS; ZOLLINGER, 2010; WU et al., 2005).

Pesquisas relacionadas aos efeitos da introdução de rã-touro-americana ou ao registro de sua ocorrência estão cada vez mais numerosas, demonstrando o aumento do interesse da comunidade científica acerca das preocupantes alterações que essa espécie é capaz de promover em ambientes naturais, dando enfoque às pesquisas em áreas de elevada diversidade biológica (*hotspots*), com altos índices de endemismo ou, ainda, em áreas relacionadas ao declínio populacional de espécies locais. Muitos países apresentam pesquisas sobre os riscos e os impactos que a introdução da rã-touro-americana pode causar às espécies nativas, com destaque para a China, os Estados Unidos, Canadá e México, sendo esses três últimos, países em que essa espécie é, ao mesmo tempo, nativa e invasora⁷ (CUNHA; DELARIVA, 2009).

No Brasil, as pesquisas também acompanham essa curva de crescimento e muitos estudos de casos e levantamentos históricos vem sendo publicados, como verificado em Silva (2016), que apresenta uma revisão bibliográfica sobre a introdução da rã-touro-americana no Brasil, a partir de ranários desde a década de 1930, assim como os potenciais riscos que essa espécie pode representar para as espécies nativas brasileiras.

Segundo constatado em Silva (2016), um dos fatores que mais contribuem para o declínio populacional de anfíbios é a introdução de espécies exóticas. Em seu artigo, faz uma caracterização biológica da rã-touro-americana, apresentando suas características físicas,

⁷ As diferenças na composição ecossistêmica de um território são resultantes das interações entre as suas características morfoclimáticas, bióticas e geográficas, nesse caso, a *Lithobates catesbeianus*, é uma espécie nativa dos Estados Unidos, México e Canadá, mas originalmente restrita às algumas porções de seus territórios. Dessa maneira, o deslocamento dessa espécie para um novo bioma (em uma escala biológica) ou para um novo domínio morfoclimático (em uma escala geográfica), ainda que no âmbito de um território nacional, é classificado como um episódio de “introdução”, podendo se desenvolver para um quadro de “invasão”. No caso dos Estados Unidos, do México e do Canadá, por ter sido introduzida em regiões cujo ecossistema predominante difere daquele presente em sua área de distribuição geográfica natural, essa espécie é considerada, ao mesmo tempo, nativa e invasora.

reprodutivas e alimentares, destacando o seu potencial comercial, sendo essa espécie, preferencialmente adotada na instalação de ranários, motivo pelo qual essa espécie se tornou o anfíbio com a maior distribuição geográfica do mundo e que hoje é tida como uma das 100 piores espécies invasoras do mundo (LOWE et al., 2000).

No Brasil, essa espécie foi introduzida nos mais diversos ambientes, onde mantém populações estabelecidas. Segundo Silva (2016), a interferência da rã-touro-americana em ambientes naturais pode ocorrer de diversas formas, entre elas destacam-se: competição; transmissão de patógenos; alterações comportamentais; interferência reprodutiva (hibridismo ou perturbações causadas pela vocalização) e predação.

O referido artigo ainda cita a ocorrência de predação sobre a rã-touro-americana por outras espécies, mas estudos nesse ramo são muito escassos. Silva (2016) também evidencia estudos que tratam sobre as alterações causadas no nicho acústico, o que pode interferir diretamente no índice reprodutivo de outras espécies, levando a um declínio dessa população ou à alterações em seu comportamento (BOTH; GRANT, 2012; MEDEIROS, 2015).

As perturbações causadas pela vocalização da rã-touro-americana vem sendo o foco de alguns estudos relacionados aos impactos que essa espécie pode causar na comunidade de anfíbios brasileiros, uma vez que a interferência no nicho acústico da anurofauna pode afetar de maneira direta no processo reprodutivo de algumas espécies, causando interferências na fisiologia reprodutiva, no consumo de energia ou no comportamento acústico das espécies que são expostas à presença da rã-touro-americana, como já comprovado em pesquisas realizadas no Brasil (BOTH; GRANT, 2012; MEDEIROS, 2015).

Silva (2016) ainda apresenta outros fatores que podem contribuir para o estabelecimento de populações de rã-touro-americana em ambientes naturais e faz um compilado de estudos que mostram uma forte pressão na fauna nativa decorrente do estabelecimento dessa espécie, que é observada de forma mais acentuada sobre a anurofauna, o que deve ser considerado um dado alarmante para o Brasil, país que possui o maior índice de anuros em todo o planeta e que apresenta altas taxas de endemismo.

Segundo Silva (2016), são necessários maiores estudos sobre o tema das invasões biológicas associadas à introdução da rã-touro-americana em ambientes naturais no Brasil, destacando a urgência em se criar políticas públicas que realmente possam ser aplicadas para

o controle e identificação de riscos causados por espécies exóticas invasoras e que possam trazer reais contribuições à questão da conservação ambiental brasileira.

Outra contribuição importante a respeito dessa espécie foi publicada por Cunha e Delariva (2009), que também apresentam uma revisão bibliográfica sobre sua introdução no Brasil, servindo como uma importante base para as pesquisas sobre a rã-touro-americana em nível nacional. O artigo é uma introdução à problemática da invasão biológica associada a essa espécie e suas possíveis consequências.

Cunha e Delariva (2009) apresentam um escopo do processo histórico de sua introdução pela prática comercial da ranicultura. Segundo os autores, a ranicultura se expandiu sem nenhuma preocupação ecológica e sem as necessárias condições técnicas ou conhecimentos específicos sobre as consequências da introdução de espécies exóticas em ambientes naturais. O declínio dessa prática comercial resultou no abandono dos tanques de cultura e a consequente soltura de animais na natureza, e dessa maneira, a rã-touro-americana foi introduzida no país. Segundo Cunha e Delariva (2009), a introdução dessa espécie em novos habitats representa uma ameaça potencial à comunidade de anfíbios nativos.

Para os mesmos autores, ainda há muito que se desenvolver no âmbito das normas que regulamentam a entrada, o manejo e o controle de espécies exóticas invasoras. Fato que deve ser encarado com extrema seriedade, uma vez que o Brasil é considerado um *hotspot* em biodiversidade de anfíbios anuros do mundo, o que ressalta ainda mais a necessidade de se elaborar políticas ambientais eficientes no campo do controle de espécies exóticas invasoras.

O Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental apresentou uma análise de dados para indicar o potencial grau de invasão de espécies exóticas, a partir de um questionário fundamentado em estimativas quantitativas da probabilidade e da magnitude dos impactos que essas novas espécies podem causar aos ambientes em que são introduzidas e à biodiversidade em questão.

O questionário é constituído por quatro blocos de perguntas, o primeiro bloco corresponde às características biológicas e ecológicas da espécie, que inclui informações sobre mecanismos reprodutivos, hábitos alimentares, interações ecológicas e habitat. Um segundo bloco de perguntas é voltado aos aspectos biogeográficos da espécie, buscando uma estimativa da sua área de ocorrência. O terceiro grupo de questões é referente aos aspectos socioeconômicos, que busca identificar a importância ou o risco que a espécie pode

representar à essa esfera de análise. O quarto e último bloco procura identificar características e fatores que potencializam os riscos que a espécie pode apresentar ao ambiente no qual está introduzida e à sua biodiversidade. De acordo com as respostas, o espécime recebe uma pontuação que indica o seu grau de magnitude de impacto, essa pontuação varia de 0 a 100.

Segundo a publicação do Instituto Hórus, ao submeter a espécie *Lithobates catesbeianus* (Anura: Ranidae) a esse questionário, esta atingiu a marca de 93,3 pontos, representando, segundo este método de análise, um risco muito alto aos ambientes em que esta espécie é introduzida. O questionário completo é apresentado em anexo neste trabalho (ANEXO B – Análise de risco para vertebrados exóticos: *Lithobates catesbeianus*).

A presença de uma espécie introduzida, que é naturalmente uma espécie predadora, como no caso da rã-touro-americana, em ambientes naturais ricos em biodiversidade sugere que esses ambientes invadidos podem apresentar, ao longo do tempo, uma forte tendência à homogeneização dos habitats, causada pela interferência à estrutura populacional das comunidades e com consequente desequilíbrio ecossistêmico.

Apesar das estimativas alarmantes sobre a ocorrência da rã-touro-americana, enquanto espécie introduzida, estudos realizados por Both et al. (2014) e Both e Melo (2014) apontam para uma nova perspectiva, na qual a presença dessa espécie não confirma, em um primeiro momento, um fator de redução na riqueza da biodiversidade da fauna anura no Brasil, por intermédio de uma análise comparativa entre ambientes invadidos e não invadidos da Mata Atlântica.

Algumas hipóteses podem contribuir para os resultados encontrados nas pesquisas de Both et al. (2014) e Both e Melo (2014), uma delas sugere que o processo de fragmentação de habitats, como verificado no caso da Mata Atlântica, pode ter levado a uma maior resistência dos anfíbios nativos, suportando assim condições adversas à comunidade, incluindo a presença de uma espécie exótica. Outra questão levantada indica que a rã-touro-americana possivelmente possui um nicho que não coincide com os apresentados pelos anfíbios nativos, o que leva a uma exploração os recursos de uma maneira complementar se comparada às espécies nativas, por esse motivo, seus impactos nas comunidades não seriam, *a priori*, negativos. Esses estudos também concluíram que os gradientes ambientais que favorecem a uma maior riqueza de espécies nativas também favorecem as invasões biológicas.

Outro fator se refere à estrutura filogenética das comunidades invadidas e seu parentesco com as espécies invasoras, pois a vulnerabilidade de uma comunidade à invasão poderia ser mais estreitamente associada à sua diversidade filogenética e funcional, no caso, a rã-touro-americana não possui nenhum membro co-familiar na Mata Atlântica, o que, aparentemente, não favorece a um cenário de competição direta entre as espécies, reforçando que a possibilidade de ocorrência dos impactos causados por invasões biológicas dependem dos atributos de ambas as partes envolvidas, tanto as espécies nativas quanto introduzidas. Segundo os autores, a potencial relação de influência da comunidade nativa sobre a introdução de novas espécies é reconhecida desde 1859, quando Darwin sugeriu, em *A Origem das Espécies*, que um baixo grau de parentesco deveria dar alguma vantagem para que as novas espécies tivessem sucesso em sua adaptação aos novos habitats (BOTH et al., 2014; BOTH; MELO, 2014).

Entretanto, as variáveis envolvidas nos processos de bioinvasão são muitas e, dependendo do enfoque, da natureza e da metodologia de análise das mesmas, é possível se chegar a diferentes resultados, nesses casos apresentados por Both et al. (2014) e Both e Melo (2014), ficou evidenciado que a presença de populações de rãs-touro-americanas, vivendo livremente em áreas de Mata Atlântica, não está causando mudanças significativas e imediatas na estrutura das comunidades estudadas, pois, essa aceitação biótica permite a sua coexistência sem causar alterações na diversidade biológica local.

Em estudos realizados no Brasil, Schloegel et al. (2009) ressaltaram uma outra problemática, associada à disseminação de um fungo letal para a maioria dos anfíbios, conhecido como *Batrachochytrium dendrobatidis*, sendo a rã-touro-americana um de seus vetores, destacando as consequências da introdução dessa espécie exótica ao meio natural, tema que vem sendo objeto de diversas pesquisas relacionadas à conservação de anfíbios em escala global (AFONSO et al., 2010; ALVES et al., 2008; BOTH et al., 2011; CUNHA; DELARIVA, 2009; HALLIDAY, 2008; IÑIGUEZ; MOREJÓN, 2012; IUCN, 2008; MCGEOCH et al., 2010).

2.5.1. A quitridiomicrose: *Batrachochytrium dendrobatidis*

A quitridiomicrose é mais uma das doenças de uma longa lista de enfermidades causadas por fungos que vem afetando plantas e animais em todo o planeta e que emergiram

no último século (JAMES et al., 2015). Contudo, o destaque dado à quitridiomycose, descoberta em meados de 1990, se deve ao seu alto índice de letalidade em algumas comunidades de anfíbios, sendo que os casos de declínio populacional de anfíbios estão, geralmente, associados à presença do fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* (*Bd*), causador dessa doença, o primeiro do tipo a infectar vertebrados (JAMES et al., 2015; JENKINSON et al., 2016; ROSENBLUM et al., 2013; TOLEDO et al., 2006; WAKE; VREDENBURG; 2008).

Segundo Wake e Vredenburg (2008, p. 11.466), essa doença é responsável pelo declínio populacional ou pela extinção de mais de 200 espécies de anfíbios e “representa a maior ameaça à biodiversidade” causada por “qualquer doença conhecida”.

O *Batrachochytrium dendrobatidis*, também conhecido como *Bd* é um patógeno generalista de anfíbios, e que ameaça cerca de 41% da anurofauna global, fazendo destes uma das linhagens de vertebrados mais ameaçadas do mundo. Esse patógeno infecta as células com queratina presentes nas partes externas da boca (denticulos) em girinos e na camada externa da pele (epiderme) dos anuros adultos, acarretando desequilíbrios nas trocas gasosas, assim como nas trocas de água e de eletrólitos desses animais, causando a morte por parada cardíaca em indivíduos adultos e dificultando a alimentação e o desenvolvimento dos girinos, o que os tornam mais vulneráveis à predação (JAMES et al., 2015; ROSENBLUM et al., 2013; WAKE, VREDENBURG, 2008).

Apesar de estar relacionado com o declínio de populações de anfíbios, o fungo *B. dendrobatidis* interage com os anfíbios infectados de maneira não linear, isso significa que, ao passo em que uma espécie pode ser altamente suscetível aos impactos da infecção dessa doença, com subsequente mortalidade, outras espécies podem apresentar elevados índices de infecção, porém, de uma forma assintomática, sem apresentar nenhuma reação adversa ao fungo, que se apresenta apenas em estágio latente na espécie hospedeira (JAMES et al., 2015; JENKINSON et al., 2016; ROSENBLUM et al., 2013; SCHLOEGEL et al., 2009).

Como exemplos dessas diferentes interações entre o fungo causador da quitridiomycose e o anfíbio hospedeiro, é possível citar como exemplos de espécies altamente sensíveis aos impactos da quitridiomycose: a *Rana muscosa* (Anura: Ranidae), proveniente dos Estados Unidos; *Alytes obstetricans* (Anura: Alytidae), encontrada na Europa, mas com elevadas taxas de morbidade registradas em Portugal e na Espanha; a *Atelopus zeteki* (Anura: Bufonidae), do Panamá; e, a espécie *Incilius periglenes* (Anura: Bufonidae), o sapo-dourado

da Costa Rica. Essas quatro espécies sofreram declínios populacionais drásticos desde que o *B. dendrobatidis* foi identificado em suas populações. Atualmente, a *Atelopus zeteki* é classificada como criticamente ameaçada pela Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN, sendo que nos últimos 10 anos sua população teve uma redução de 80%, segundo estimativas (LIPS et al., 2010), e o sapo-dourado *Incilius periglenes*, foi considerado extinto desde 2004 (SAVAGE; POUNDS; BOLAÑOS, 2008).

No entanto, outras espécies, como a *Xenopus laevis* (Anura: Pipidae), proveniente do continente africano e a *Lithobates catesbeianus* (Anura: Ranidae), da América do Norte, possuem altos índices de infecção, porém, (no geral) não apresentam o desenvolvimento de nenhum dos sintomas causados pela presença do fungo (IUCN, 2013; JAMES et al., 2015; KOLBERT, 2015; WAKE; VREDENBURG, 2008; SCHLOEGEL et al., 2009).

Diante desses fatos, a rã-touro-americana, passou a ocupar papel central nas pesquisas sobre a origem, desenvolvimento e difusão da quitridiomicose, uma vez que essa espécie é considerada como um possível vetor para a disseminação do fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* (JAMES et al., 2015; JENKINSON et al., 2016; SCHLOEGEL et al., 2009; TOLEDO et al., 2006).



Figura 9: Morte em massa da espécie *Alytes obstetricans* provocada pelo fungo *Batrachochytrium dendrobatidis*, registro realizado na região dos Montes Pireneus, entre a Península Ibérica e a França. **Fonte:** FISHER, (2012).



Figura 10: O sapo-dourado da Costa Rica (*Incilius periglenes*), classificado oficialmente como extinto em 2004, pela União Internacional para a Conservação da Natureza, entre as possíveis causas de sua extinção está o fungo causador da quitridiomíose, *B. dendrobatidis*. **Fonte:** LA MARCA, ([198-?]).

Schloegel et al. (2009) buscaram entender a atual ocorrência de quitridiomíose no Brasil e identificar sua origem de propagação para a América Latina, partindo de duas hipóteses, a de introdução e a de preexistência do fungo no país, e também, investigar sobre os potenciais riscos que a comercialização de animais vivos podem causar, em especial a rã-touro-americana, como possível transmissora de *B. dendrobatidis*.

A partir de análises de biologia molecular, com o estudo de determinado sequenciamento de DNA do *B. dendrobatidis* e de testes histológicos em *L. catesbeianus*, foram realizados estudos para determinar a presença do patógeno em indivíduos dessa espécie provenientes dos estados de São Paulo e do Pará; ao todo, cinco fazendas foram analisadas entre o período de 2006 a 2009 (SCHLOEGEL et al., 2009).

Segundo essas análises, a presença do fungo *B. dendrobatidis* foi confirmada nas cinco fazendas amostradas, apresentando 78,5% de infecção geral, no entanto, os testes histológicos confirmaram apenas um caso de infecção focal, com o desenvolvimento da doença no indivíduo. Não foram constatados índices de morbidade como resultado de uma infecção, sugerindo que a contaminação ocorre de maneira predominante, mas com baixa intensidade nos exemplares de rã-touro-americana (SCHLOEGEL et al., 2009).

Segundo Schloegel et al. (2009), o estudo de diferenciação genética não permitiu concluir se o desenvolvimento do patógeno ocorreu devido à introdução da rã-touro-americana no Brasil, ou se o fungo já existia em anfíbios nativos e foi transmitido para essa espécie que se mostrou como um eficiente hospedeiro para o fungo causador de quitridiomicose.

O estudo de Schloegel et al. (2009) mostra que é essencial que ocorra um aumento na sensibilização para os riscos associados com o transporte nacional e internacional de animais infectados, uma vez que o comércio potencializou a dinâmica de propagação dessa doença. As práticas comerciais e agrícolas devem ser melhor regulamentadas para minimizar os impactos de uma infecção já estabelecida, mas ainda latente; ressaltando a importância de medidas de biossegurança a serem tomadas, para evitar um colapso na população nativa de anfíbios no Brasil e na América Latina.

Estudos mais recentes comprovam que o fungo *B. dendrobatidis* já ocorria no Brasil antes da introdução da rã-touro-americana no país. Contudo, se o *B. dendrobatidis* está amplamente disseminado pelo globo, isso se deve em grande parte à ação humana, por diversos episódios de deslocamento e introdução de espécies nos mais variados habitats, e em especial à *L. catesbeianus* e à *Xenopus laevis*, como seus principais vetores (GRÜNDLER et al., 2012; JAMES et al., 2015; JENKINSON et al., 2016; PREUSS et al., 2015; RODRIGUEZ et al., 2014; ROSENBLUM et al., 2013; TOLEDO et al., 2006).

No Brasil, o *Bd* está amplamente distribuído na Mata Atlântica e há ocorrências desse patógeno na Amazônia e no Cerrado. Estudos recentes identificaram a existência de duas linhagens endêmicas do Brasil, sendo uma nativa, a *Bd-Brazil* e outra híbrida, chamada de *Bd-Hybrid*, que são potencialmente mais virulentas que as duas linhagens conhecidas globalmente, a *Bd-GPL*⁸ (*Global Panzootic Lineage*). Estes resultados, juntamente com a nítida sobreposição de ocorrência entre o *Bd* e a rã-touro-americana, ilustram o crescente problema do transporte de patógenos pelas práticas comerciais, uma vez que essas novas linhagens de *Bd* podem ser introduzidas em regiões vulneráveis à sua infecção, cujos resultados são imprevisíveis, pois a manifestação dessa doença não ocorre de maneira uniforme. (GRÜNDLER et al., 2012; JAMES et al., 2015; JENKINSON et al., 2016; PREUSS et al., 2015; RODRIGUEZ et al., 2014; ROSENBLUM et al., 2013; TOLEDO et al., 2006).

⁸ Sigla em inglês para *Linhagem Panzootica Global*.

Como pode ser observado na Figura 11, extraído de James et al. (2015), é alto o índice de registros de infecção por *B. dendrobatidis* em grande parte do continente americano, tanto nos Estados Unidos, cujos casos de infecção se apresentam de uma maneira bem distribuída por uma vasta extensão do território americano; como no Brasil, cuja distribuição dos registros se apresenta de forma concentrada, especialmente, no domínio da Mata Atlântica, que coincide com um elevado nível de adequação ambiental.

Registros positivos de infecção por *B. dendrobatidis* e sua potencial área de ocorrência para as Américas

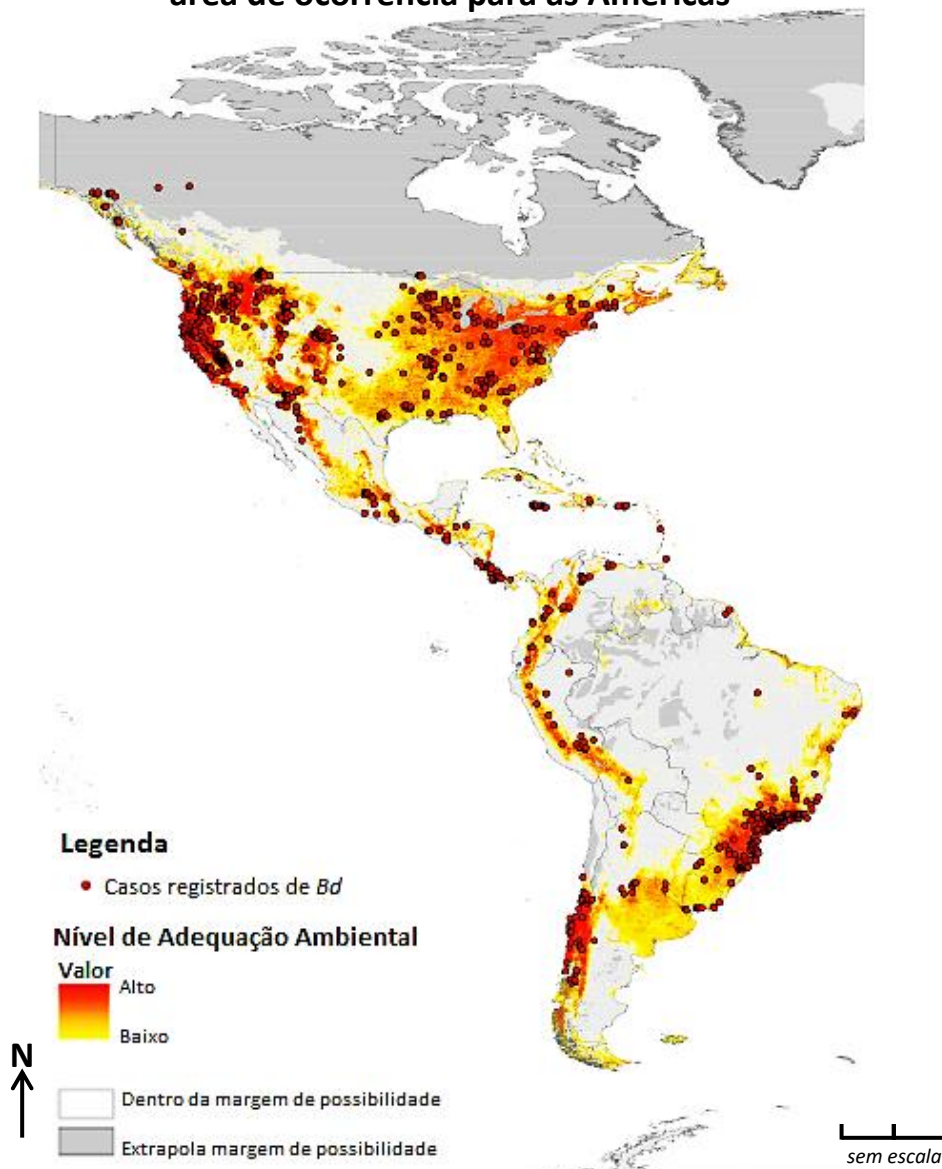


Figura 11: Casos de infecção confirmados e possíveis áreas de distribuição do fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* para o continente americano, a partir de um modelo de distribuição espacial de espécies. As cores mais quentes indicam os diferentes níveis de probabilidade de adequação ambiental do fungo. A cor cinza indica áreas que extrapolam a amplitude de adequação ambiental do fungo. **Fonte:** JAMES et al. (2015, p. 4.083).

Apesar de apresentarem um grande número de casos, a magnitude dos impactos causados pela quitridiomycose se dá de maneira bastante diferente entre esses dois países, onde nos Estados Unidos são descritos acontecimentos de redução populacional drásticos, como no caso da *Rana muscosa*, em Sierra Nevada, Califórnia; em contrapartida, no Brasil, a doença não está associada a eventos de declínios populacionais (JAMES et al., 2015), embora existam quatro linhagens genéticas do fungo presentes no país, sendo duas globalmente distribuídas, uma endêmica e uma híbrida (JENKINSON et al., 2016).

Vale ressaltar que, no caso brasileiro, os estudos sobre conservação de anfíbios ocorrem de maneira polarizada, cujas pesquisas são concentradas nos centros universitários das regiões Sudeste e Sul, com destaque para o estado de São Paulo e para o domínio da Mata Atlântica. Isso significa, que a situação atual e real da infecção de anfíbios brasileiros por *B. dendrobatidis* está longe de ser conhecida devido à carência de informações sobre a anurofauna nativa, resultado da escassez de pesquisas e de incentivos à essa temática, como evidencia Haddad [2008?]:

No Brasil, há grande necessidade e urgência de estudos de monitoramento das populações de anfíbios, para que se possa compreender a real dimensão dos problemas de declínios populacionais e de ameaças às nossas espécies. Além do monitoramento de espécies consideradas ameaçadas, são urgentes os estudos daquelas consideradas como Deficientes em Dados (DD). O fato de uma espécie ser DD significa que ela pode pertencer à categoria das ameaçadas, só que estaria desprotegida pela lei. No entanto, não podemos nos esquecer de que a taxonomia dos anfíbios brasileiros – e tropicais em geral – ainda engatinha, pois todos os anos espécies têm sido revalidadas e, principalmente, diversas espécies novas de anfíbios têm sido descobertas [...] e descritas. Assim, na medida em que não sabemos exatamente o que possuímos em termos de riqueza de espécies e que pouco sabemos acerca das populações das espécies já descritas, a conservação se torna uma tarefa bastante difícil. Aqui vale o axioma de que só se conserva aquilo que se conhece e, portanto, é imperativo que os estudos avancem e se aprofundem. (HADDAD, [2008?], p. 288)

Rossa-Feres et al. (2011, p. 58) também fazem crítica à situação atual do conhecimento sobre a dinâmica das populações de anfíbios no Brasil, o que classificam como sendo “[...] anedóticos os estudos de impactos decorrentes da introdução de espécies exóticas [...], incidência de doenças [...] e poluentes”, revelando dessa forma, uma lacuna para o avanço dos trabalhos acadêmicos e científicos sobre conservação de anfíbios no Brasil.

Apesar de haverem muitos estudos que buscam compreender as causas, as origens e a evolução da quitridiomiose, pouco ainda se sabe sobre sua ecologia, sua biologia básica e sobre as suas características epidemiológicas, fatores essenciais para entender as contradições apresentadas nos mais variados casos de infecção por *B. dendrobatidis* que foram registrados pelo mundo (JAMES et al., 2015; WAKE; VREDENBURG, 2008).

Uma linha de pesquisa sugere que as diferentes formas de manifestação dessa doença podem estar relacionadas com as diferentes interações entre três variáveis básicas, que compõem o conceito do “triângulo da doença”, cujas variantes são: hospedeiro, patógeno e ambiente, onde são analisados os níveis de suscetibilidade do hospedeiro, o grau de virulência do patógeno e os fatores ambientais que contribuem ou não com a manifestação da doença (JAMES et al., 2015, p. 4.082).

A variável ambiental pode ser um fator importante para compreender os altos níveis de mortalidade apresentados em alguns casos epidêmicos de quitridiomiose, uma vez que o fungo *B. dendrobatidis* possui um ótimo de temperatura bem estreito, entre 17° e 25°, mas possui uma tolerância térmica bastante ampla e muito próxima a dos anfíbios, variando entre 4° e 28°, contudo os padrões de distribuição e letalidade desse patógeno se apresentam de maneira muito complexa e em alguns casos contraditórios, o fato é que essas características ambientais, assim como altitude e precipitação, podem influenciar de maneira direta na distribuição e no resultado da infecção dessa doença, podendo favorecer ou minimizar os impactos causados por ela (JAMES et al., 2015).

Aparentemente, algumas espécies são mais vulneráveis aos efeitos da infecção por *B. dendrobatidis* do que outras e as espécies de anfíbios da América do Norte e Central podem ser mais suscetíveis à letalidade do fungo se comparadas (KOLBERT, 2015; WAKE; VREDENBURG, 2008), como por exemplo, aos anfíbios do domínio da Mata Atlântica, Brasil, que possui alto nível de contaminação pelo fungo, mas sem evidências de declínios populacionais causados pela doença (JAMES et al., 2015; JENKINSON et al., 2016). Estes resultados diferentes entre as regiões destacam as importantes interações entre as comunidades de anfíbios e os fatores ambientais como determinantes nos resultados da infecção por *B. dendrobatidis*. Para James et al. (2015, p. 4.090), mais importante do que estudar os “hotspots” de *B. dendrobatidis*, ou seja, os locais ou populações onde esse fungo está altamente disseminado, é estudar, identificar e entender os chamados “coldspots”, literalmente, os “pontos frios” de *Bd*, aquelas regiões ou populações onde o fungo se encontra

ausente ou assintomático, para assim, compreender melhor os fatores bióticos e abióticos que dificultam ou impedem a sua disseminação (JAMES et al., 2015; JENKINSON et al., 2016).

As Doenças Infecciosas Emergentes (EID)⁹, em especial a quitridiomicose, representam um dos maiores desafios a serem enfrentados pelas políticas e movimentos de conservação ambiental que buscam evitar ou reduzir os casos de declínios populacionais de anfíbios, uma vez que o fungo *B. dendrobatidis* consegue sobreviver sem o seu hospedeiro, permanecendo em estado latente no ambiente natural (JAMES et al., 2015; KOLBERT, 2015).

Mesmo que espécimes ameaçados possam ser preservados em cativeiro e consigam se reproduzir, a sua reintrodução na natureza parece, até o presente momento, inviável, pois a presença do fungo *B. dendrobatidis* no ambiente natural dessas espécies o tornaria inabitável.

Kolbert (2015) apresenta um panorama geral da distribuição geográfica do fungo:

[...] O fungo se disseminou em todas as regiões montanhosas da América do Sul, assim como pela costa leste da Austrália, e atravessou para a Nova Zelândia e a Tasmânia. Então cruzou o Caribe e foi detectado na Itália, na Espanha, na Suíça e na França. Nos Estados Unidos, ele parece ter irradiado de diversos pontos, não num padrão devastador, como grandes ondas, mas numa série de marolas. A essa altura, o fungo parece de fato incontrolável. (KOLBERT, 2015, p. 24)

Outros países também detectaram a presença do fungo *B. dendrobatidis* que se encontra disseminado em todos os continentes (exceto na Antártida), na África do Sul, o fungo possui uma linhagem endêmica, assim como a Suíça, Coreia do Sul e o Brasil. Mesmo que os anfíbios infectados pelo fungo possam ser descontaminados com uma solução de água sanitária, a descontaminação de quase todas as florestas tropicais do mundo representa um desafio difícil de solucionar. Atualmente, planos para mitigar a situação se mostraram eficientes em Mallorca, Espanha, pesquisadores conseguiram erradicar o fungo em lagoas contaminadas pelo *Bd* e após dois anos de monitoramento, os girinos se desenvolveram livres de infecção (BOSCH et al., 2015), contudo, as chances para se descobrir uma resolução para esse impasse de escala global parecem cada vez mais improváveis (JAMES et al., 2015; KOLBERT, 2015; WAKE; VREDENBURG, 2008).

⁹ Sigla em inglês para *Emerging Infectious Diseases*.

2.6. Estudos de caso

A rã-touro-americana, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), é uma espécie nativa dos Estados Unidos, México e Canadá e foi introduzida na Europa, África, Ásia, Oceania e ao longo de todo o continente americano. Em todos os países em que foi introduzida essa espécie se tornou motivo de preocupação ao se estabelecer em habitats fora da sua área de distribuição geográfica natural e por se comportar de maneira predatória, possuir elevada amplitude do nicho trófico, com hábitos alimentares generalistas, por suportar ampla variação térmica e ser uma espécie robusta e resistente ao fungo causador da quitridiomiose (BOTH et al., 2011; CUNHA; DELARIVA, 2009; BRASIL, 2006; IUCN, 2000, 2008; LEIVAS, 2010; MATTHEWS et al., 2005; MEDEIROS, 2015; MOYLE, 1973; SCHLOEGEL et al., 2009; SILVA, 2016; SNOW; WITMER, 2010; SPITZEN – VAN DER SLUIJS; ZOLLINGER, 2010; WU et al., 2005)

A rã-touro-americana, Ranidae, vem ocupando papel central em pesquisas nas mais variadas áreas, em especial, em estudos sobre conservação de anfíbios, declínios populacionais, extinções em massa, invasões biológicas, espécies exóticas invasoras e sua correlação com o fungo *Batrachochytrium dendrobatidis*, atualmente ela é considerada a espécie de “anfíbio mais bem sucedido do mundo” (ROACH, 2004, p. 1) e também uma das 100 piores espécies invasoras (LOWE et al., 2000).

Neste trabalho, serão apresentados três estudos de casos sobre os efeitos da introdução de rã-touro-americana em novos habitats, nos respectivos países: Estados Unidos, China e Brasil, com o intuito de se estabelecer uma análise comparativa entre as consequências dessa introdução em diferentes países e em diferentes momentos históricos, vale ressaltar que, no caso americano, a *L. catesbeianus* possui a dupla distinção de ser, ao mesmo tempo, uma espécie nativa e invasora¹⁰.

A partir desses três casos, e com o apoio na base conceitual apresentada nesse estudo, será possível realizar uma discussão sobre os impactos das invasões biológicas nas comunidades de anfíbios, com o enfoque na espécie *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), como um agente causador e/ou contribuinte aos desequilíbrios ambientais que ameaçam a anurofauna em escala global.

¹⁰ Cf. nota 7, p. 50.

2.6.1. Estados Unidos, Califórnia (1973).

Artigo: *Efeitos da introdução de rã-touro, Rana catesbeiana, sobre as rãs nativas do Vale de San Joaquin, Califórnia.*

Autor: MOYLE, P. B.

Ano: 1973

Título original: *Effects of introduced bullfrogs, Rana catesbeiana, on the native frogs of the San Joaquin Valley, California.*

Este artigo publicado em 1973 traz uma significativa contribuição aos estudos recentes que se destinam a compreender os possíveis impactos causados pelas interações entre a espécie introduzida rã-touro-americana, Ranidae, com a comunidade nativa de anuros. Moyle (1973) apresenta o alarmante desaparecimento de uma espécie nativa e a redução na distribuição geográfica de uma outra espécie no Vale de San Joaquin, no estado da Califórnia, Estados Unidos. Para o autor, além das alterações no hábitat provocadas pelo homem, os declínios populacionais dessas duas espécies estão diretamente relacionados com a presença da introduzida *Lithobates catesbeianus*.

A rã-touro-americana é uma espécie nativa na porção leste dos Estados Unidos, sua introdução no oeste americano se deu no início do século XX. No estado da Califórnia, sua introdução ocorreu entre os anos de 1.914 e 1.920, desde então, essa espécie se adaptou, se estabeleceu e logo se espalhou por todo o estado (MOYLE, 1973).

No Vale de San Joaquin, a rã-touro-americana se tornou a espécie predominante do fundo de vale e se alastrou pelos montes de Sierra Nevada. Suas populações são mais abundantes próximos a corpos de água com temperaturas mais quentes e com baixa elevação, além de também se estabelecerem com êxito em áreas antropizadas, contudo, foram registrados o estabelecimento de duas populações em elevações acima de 1.600 m (MOYLE, 1973).

Desde que sua introdução e respectivo estabelecimento ocorreu, no Vale de São Joaquin, duas espécies de anfíbios nativos, aparentemente, sofreram impactos em suas populações devido à presença dessa espécie introduzida. A observação de *Rana aurora*, Ranidae, se tornou bastante rara, ou até mesmo ausente nesta região, já, populações de *Rana*

boyliei, Ranidae,¹¹ foram encontradas em pequenos córregos acima dos 200 m de altitude, em áreas não ocupadas pela *L. catesbeianus* (MOYLE, 1973).

Segundo Moyle (1973), a drástica redução populacional de rã-de-perna-vermelha, *R. aurora*, assim como a significativa diminuição das populações de rãs-de-perna-amarela, *R. boyliei* são resultantes das alterações no hábitat dessas duas espécies causadas pela ação humana, mas também, são os principais subprodutos dos efeitos de predação e competição da introduzida rã-touro-americana.

Evidências do impacto causado pela introdução de rã-touro-americana foram percebidas por Moyle e Nichols em um estudo realizado no ano de 1970 (MOYLE, 1973). Os pesquisadores estavam realizando um estudo sobre a distribuição e características ecológicas da ictiofauna em Sierra Nevada, abaixo das elevações de 1.100 m. Em cada um dos 130 locais onde os peixes eram coletados, os pesquisadores também fizeram uma estimativa da abundância da anurofauna presente, que foram classificadas por espécie e distribuídas em uma escala de abundância entre 0 e 3, onde “zero” representa a ausência de indivíduos, “1” representa a observação de apenas 1 ou 2 indivíduos, “2” representa baixa abundância, entre 3 e 12 indivíduos e “3” representa abundância da espécie com a presença de mais de 12 indivíduos (MOYLE, 1973).

Das 130 áreas amostradas ao longo dos córregos, 95 apresentaram registro de espécies anuras. Durante esse levantamento, os córregos estavam com o seu fluxo mínimo, mais da metade deles estavam com seu curso intermitente, formando poças e lagoas provisórias (MOYLE, 1973).

Os resultados obtidos nesse levantamento indicaram que a espécie introduzida rã-touro-americana era a que ocorria com maior frequência, estando presentes em 72% das 95 localidades amostradas. Sua maior concentração, 81% das ocorrências, estava associada aos trechos de fluxo intermitente dos rios e córregos e também às localidades com elevações mais

¹¹ Segundo Wake e Vredenburg (2008), trata-se da espécie *Rana muscosa* (FROST, 2017), que neste estudo publicado na década de 1970, foi erroneamente identificada como *Rana boyliei* (FROST, 2017). Segundo informações publicadas pela Lista Vermelha da IUCN (HAMMERSON, 2008), a área de distribuição geográfica da *Rana muscosa* coincide com a área de estudo de Moyle (1973), já a distribuição geográfica da *Rana boyliei* se localiza na região periférica à área de estudo de Moyle (1973) (SANTOS-BEZERRA; HAMMERSON; FELLERS, 2004). Por não se tratar de uma mudança taxonômica, na apresentação desse estudo de caso, será mantida a nomenclatura utilizada pelo autor do artigo, *Rana boyliei*, para que as informações aqui presentes estejam em concordância com a fonte primária da publicação original, ainda que esse registro tenha sido equivocado. Atualmente, a *R. muscosa* está classificada como “em perigo” (EN) e a espécie *R. boyliei* está classificada como “quase ameaçada” (NT) (HAMMERSON, 2008; SANTOS-BEZERRA; HAMMERSON; FELLERS, 2004).

baixas onde a temperatura da água se aproximava da temperatura do ar, entre 30° e 35° (MOYLE, 1973).

As áreas fortemente antropizadas também apresentaram abundância de rãs-touro-americanas, assim como as espécies de peixes introduzidas, que também se mostraram mais abundantes nessas áreas alteradas pela ação humana. Os pesquisadores relatam, baseados em informações obtidas por meio de comunicação pessoal, que em 1930 a espécie *L. catesbeianus* já se encontrava estabelecida no Vale de San Joaquin (MOYLE, 1973).

Essa espécie se adaptou à uma gama bem variada de condições ambientais, nessa região, os girinos de rã-touro-americana completam sua metamorfose entre seis e sete meses, isso representa cerca de um quarto do tempo de metamorfose em sua área de distribuição natural, onde seu desenvolvimento completo leva em torno de dois anos para ser realizado. Essa aceleração no metabolismo da espécie permite que suas proles sobrevivam ao período de estiagem, onde as lagoas secam. Essa espécie também se adaptou a altitudes elevadas, com registro de populações estabelecidas à 1.240 m, 1.600 m e 1.925 m (MOYLE, 1973).

Os resultados também registraram a presença de *Rana boylei* em 62% das 95 localidades amostradas, em córregos com fluxo permanente. Nas áreas de fluxo intermitente, populações de *R. boylei* só foram observadas diante da ausência de rãs-touro-americanas. Sua distribuição também está associada a altitudes maiores e onde a água apresentava temperaturas mais baixas, entre 20° e 25°. Populações mais abundantes foram encontradas em cursos de água onde predominavam as espécies de peixes nativas (MOYLE, 1973).

Nesses levantamentos, não foram observados nenhum indivíduo da espécie *Rana aurora*, que são normalmente encontrados em poças e lagoas, segundo Moyle (1973), a área estudada apresentava uma grande quantidade de habitats propícios a essa espécie, tanto em altitudes elevadas, quanto no fundo de vale, mas que esses habitats estavam ocupados por populações de rãs-touro-americanas.

Os registros de *R. aurora* no Vale de San Joaquin são escassos e todos eles possuem mais de duas décadas (com relação ao ano de 1973), à exceção de um, datado em 1972 em uma área de amplo desenvolvimento urbano, associado à construção de um reservatório. O desaparecimento de *R. aurora* foi citado pela primeira vez em 1966 por Stebbins e embora hajam algumas populações que vivem em elevadas altitudes, essa espécie não foi mais encontrada no vale de San Joaquin (MOYLE, 1973).

Moyle (1973) conclui seu artigo afirmando que as alterações no ambiente que foram realizadas pela ação humana são um fator crucial para o desaparecimento de *Rana aurora* e para a redução populacional e geográfica da *Rana boylei*, mas que essas observações estão diretamente relacionadas com a introdução da rã-touro-americana no Vale de San Joaquin. Segundo Moyle, a introdução dessa espécie foi o fator mais importante na eliminação das populações de *R. aurora*, já que populações dessa espécie já haviam sido registradas em áreas antropizadas.

A rã-touro-americana possui um nicho ecológico semelhante ao da *R. aurora*, no entanto, a espécie introduzida possui um tempo de metamorfose mais acelerado e um porte maior e mais robusto, além de incluir em sua dieta girinos e anuros adultos, segundo Moyle (1973), a *Rana aurora* provavelmente foi eliminada pela *Lithobates catesbeianus* por uma combinação de predação e competição alimentar e territorial. Assim como a rã-touro-americana também foi parcialmente responsável pela exclusão da *Lithobates fisheri*, Ranidae,¹² a rã-leopardo do Vale de Vegas, pelos mesmos motivos (MOYLE. 1973).

Segundo Moyle (1973), a redução populacional de *Rana boylei* também está associada à introdução de rã-touro-americana, apesar dessas duas espécies não ocuparem o mesmo hábitat, nas amostragens dessa pesquisa, elas foram encontradas coexistindo em apenas 3 dos 95 locais de análise, aparentemente dominados pela espécie introduzida.

Evidências apontam para a ocupação de hábitats que antes eram ocupados por *R. boylei* e que agora são habitados por rãs-touro-americanas, sugerindo algum tipo de interação entre essas espécies, onde a nativa está perdendo seu hábitat para a espécie introduzida e se refugiando em uma área geográfica cada vez mais reduzida. Nesse estudo, a rã-touro-americana foi o anfíbio mais abundante no Vale de San Joaquin, prevalecendo em córregos intermitentes, seguida por populações de *R. boylei* que ocupam predominantemente corpos de água corrente; segundo o autor, diante das taxas de crescimento e expansão territorial, é muito provável que a rã-touro-americana venha a substituir as populações de *R. boylei* em toda Sierra Nevada, por meio da predação e competição (MOYLE, 1973).

Moyle (1973) sugere a erradicação da espécie introduzida, a rã-touro-americana, em detrimento da manutenção e aumento das populações de *R. boylei* no Vale de San Joaquin,

¹² Antes denominada de *Rana pipiens* ou *Rana pipiens fisheri* (FROST et al., 2006). Essa espécie está avaliada pela Lista Vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) como extinta desde 2004 (JENNINGS; HAMMERSON, 2004)

assim como a preservação das condições naturais dos habitats, o que poderia contribuir para uma realocação por parte das espécies nativas, tanto a *Rana aurora*, quanto a *Rana boylei*. O autor conclui ressaltando a necessidade de se evitar novas introduções em Sierra Nevada, tanto de rã-touro-americana quanto de outras espécies, a fim de “deixar alguns vestígios da situação ecológica original para os futuros cientistas estudarem” (MOYLE, 1973, p. 21).

2.6.2. República Popular da China, Daishan (2005).

Artigo: *Dieta da introduzida rã-touro (Rana catesbeiana): Predação e sobreposição da dieta com rãs nativas na Ilha Daishan, China.*

Autores: WU, Z. et al.

Ano: 2005

Título original: *Diet of introduced bullfrogs (Rana catesbeiana): Predation on and diet overlap with native frogs on Daishan Island, China.*

Esse estudo realizado na China traz informações importantes sobre a composição da dieta da introduzida rã-touro-americana, Ranidae, no leste do país, fazendo uma comparação de seus hábitos alimentares na fase adulta e larval, assim como as diferenças entre machos e fêmeas, com foco nos impactos que a introdução dessa espécie pode acarretar sobre três espécies nativas que foram o foco desse estudo, sendo elas: *Rana limnocharis*¹³, *Rana nigromaculata*¹⁴ e *Bufo bufo gargarizans*¹⁵ (WU et al., 2005).

A rã-touro-americana está listada como uma das 100 piores espécies invasoras do mundo e seus efeitos negativos sobre populações de anfíbios tem sido objeto de diversas pesquisas. Essa espécie possui hábitos alimentares generalistas e sua dieta na fase adulta é composta principalmente por insetos e crustáceos, o que vem se tornando um potencial risco à comunidade de anfíbios nativos da China, devido à sobreposição de dieta da introduzida rã-touro-americana em detrimento às espécies nativas (WU et al., 2005).

A China é um dos países com maior diversidade de anfíbios do mundo, com 321 espécies catalogadas (até o ano de 2005) e a presença de rã-touro-americana é uma potencial ameaça às suas comunidades nativas. Sua introdução ocorreu, primeiramente, em 1924, em

¹³ A nomenclatura científica vigente para essa espécie é *Fejervarya limnocharis*, Dicroglossidae (FROST, 2017).

¹⁴ A nomenclatura científica vigente para essa espécie é *Pelophylax nigromaculatus*, Ranidae (FROST, 2017).

¹⁵ A nomenclatura científica vigente para essa espécie é *Bufo gargarizans*, Bufonidae (FROST, 2017).

Taiwan, e em 1959 na porção continental do território chinês, onde se tornou um importante recurso alimentar na década de 1980, o que favoreceu a irradiação de ranários pelo país. A causa da introdução dessa espécie em ambientes naturais, assim como em outros países, se deu, principalmente, por causa de sucessivos episódios de fuga dos criadouros, assim como, na comercialização e transporte do animal vivo. Sua presença em ambientes naturais está possivelmente associada à extinção e à redução populacional de algumas espécies (*Cynops wolterstorffi*¹⁶ e *Paa liui*¹⁷, respectivamente), porém ainda faltam evidências para confirmar sua real e direta atuação nesses casos (WU et al., 2005).

Para compreender melhor sua interação nas comunidades locais de anfíbios e os efeitos de sua introdução, foi realizada uma investigação sobre a composição alimentar de indivíduos de rãs-touro-americanas em fase pós-metamórfica em Daishan, a segunda maior ilha do arquipélago de Zhoushan, na província de Zhejiang, a leste do território chinês. Seu relevo é acidentado de baixa altitude, chegando a 257 m de elevação e as planícies ocupam 40% de sua área total. As estações são bem pronunciadas; durante o inverno, a média de temperatura do mês de janeiro é de 5°C, e no verão, a média térmica do mês de agosto é de 27,3°C. A ilha Daishan possui oito espécies nativas de anfíbios. (WU et al., 2005).

Populações de rãs-touro-americanas estão se reproduzindo em ambientes naturais em Daishan e sua introdução se deu a partir de três ranários localizados nessa ilha, dois desses criadouros encerraram suas operações em 1994 e o outro no ano 2000. O estudo foi realizado em 14 poças interconectadas por cursos de água corrente e próximos a um desses ranários inativos. A ocupação da área é predominantemente agrícola.

Nas coletas, realizadas entre maio e setembro de 2004, foram capturados 132 indivíduos pós-metamórficos de rãs-touro-americanas e mais três espécies nativas, *Pelophylax nigromaculatus* (Anura: Ranidae), *Bufo gargarizans* (Anura: Bufonidae) e *Fejervarya limnocharis* (Anura: Dicroglossidae). Cada indivíduo coletado foi classificado a partir do seu microhabitat e identificados se foram coletados dentro ou fora da água, e então foram colocados em sacos plásticos separadamente e transportados até o laboratório, onde as análises foram realizadas.

¹⁶ Anfíbio da Ordem Caudata, cuja nomenclatura científica vigente para essa espécie é *Hypselotriton wolterstorffi*, Salamandridae (FROST, 2017).

¹⁷ A nomenclatura científica vigente para essa espécie é *Nanorana yunnanensis*, Dicroglossidae (FROST, 2017).

Os pesquisadores calcularam a medida rostricloacal e a massa corporal de cada indivíduo coletado, e identificaram o sexo dos espécimes de rã-touro-americana. Foram considerados indivíduos machos, aqueles que apresentavam calos nupciais localizados nos dedos posteriores e coloração amarelada na região gular. Aqueles que não possuíam essas duas características foram considerados como fêmeas. Os machos de rãs-touro-americanas com medida rostricloacal inferior a 9,2 cm foram classificados como juvenis.

A análise do conteúdo estomacal das rãs teve como finalidade traçar um padrão alimentar, identificando os principais componentes da dieta da introduzida rã-touro-americana, sem realizar o sacrifício do animal, sendo que todos os exemplares capturados foram devolvidos ao seu local de origem após a realização dos testes. Não foram considerados nesse estudo os componentes minerais e vegetais da dieta, e os indivíduos que não apresentavam presas em seu estômago foram desconsiderados, resultando em uma amostra de 121 rãs-touro-americanas.

Os exemplares de rãs-touro-americanas foram distribuídos em três grupos: machos, fêmeas e juvenis. As presas encontradas em seus estômagos foram classificadas de acordo com o seu hábitat (terrestre, aquático ou ambos), assim, os pesquisadores estimaram o volume percentual das presas encontradas, o seu táxon e verificaram a sobreposição de dieta sobre as espécies nativas, assim como a predação direta sobre elas.

O resultado das análises da dieta da rã-touro-americana identificou 12 ordens de artrópodes, distribuída em quatro classes (Crustacea, Arachnida, Insecta, e Myriapoda); duas ordens de moluscos (Gastropoda); duas classes de anelídeos (Oligochaeta e Hirudinea), incluindo uma ordem em cada classe; e uma ampla gama de cordados, compreendendo quatro espécies anuras (incluindo as três espécies nativas objetos dessa análise), uma espécie de pássaro, uma espécie de peixe e a cauda de um lagarto não identificado.

Entre os machos, as presas aquáticas foram as predominantes em sua dieta, compondo 63,2% do seu percentual volumétrico; para os juvenis a percentagem ficou em 54% e para as fêmeas representou 50,76% de sua dieta.

As principais presas encontradas nos estômagos dos indivíduos machos e que representam a sua principal composição alimentar foram os crustáceos (52,9%), seguidos dos pássaros (14,61%) e anfíbios (12,05%). Para as fêmeas, os três principais itens encontrados foram moluscos (32,43%), anuros (24,43%) e insetos – besouros, (16,75%). Nos juvenis, as

presas mais comuns foram os crustáceos (33,60%), moluscos (12,57%) e insetos – libélulas, (11,35%).

Um alto índice de sobreposição nas dietas entre machos e juvenis de rã-touro-americana pôde ser identificado, contudo, foi verificado que a sobreposição das dietas entre machos e fêmeas e entre fêmeas e juvenis é baixo. Em relação as três espécies anuras nativas, a sobreposição de dietas apresentou índices baixos em comparação com os três grupos de rãs-touro-americanas (machos, fêmeas e juvenis).

A predação direta das três espécies nativas foi identificada em apenas oito exemplares de *L. catesbeianus* das 121 amostradas, sendo quatro fêmeas, três machos e um juvenil, indicando que a presença de anuros nativos na composição da dieta dessa espécie é superior nos indivíduos de maior porte. O tamanho das presas também pôde ser correlacionado com os diferentes grupos de rãs-touro-americanas, onde indivíduos machos se alimentaram de presas maiores em comparação às fêmeas; o mesmo princípio foi observado entre as fêmeas em comparação com os juvenis.

Em comparação com a espécie *P. nigromaculatus*, o tamanho das suas presas foi menor se comparado ao grupo de rãs-touro-americanas machos, similar ao grupo das fêmeas e maior que dos juvenis. Já as outras duas espécies, *F. limnocharis* e *B. gargarizans*, suas presas apresentaram tamanhos inferiores a qualquer um dos grupos de rãs-touro-americanas. É válido ressaltar que a espécie introduzida possui porte maior em relação a essas três espécies nativas.

Wu et al. (2005) concluem que a composição alimentar das rãs-touro-americanas é similar em outras partes do mundo se comparado a estudos referentes ao nicho trófico dessa espécie e que as presas aquáticas ou que ocupam esses habitats representam o maior percentual volumétrico de suas dietas, com maior predação sobre as espécies de crustáceos. Os autores apontam para o importante papel dos anfíbios como componentes alimentares dessa espécie e destacam que o tamanho das presas, assim como, o volume da dieta das rãs-touro-americanas aumenta de acordo com o seu porte.

Para os autores, o microhabitat e o tamanho do corpo influenciam diretamente na composição alimentar das rãs-touro-americanas, o que explica as diferenças encontradas nas análises dos três grupos: machos, fêmeas e juvenis. Uma vez que a maioria dos machos foi capturada em poças, sua dieta era majoritariamente composta por crustáceos; já as fêmeas,

cuja maioria foi capturada no entorno das áreas alagadas, apresentou uma dieta predominantemente composta por moluscos. A maior sobreposição de dieta entre machos e juvenis também pode se atribuir ao fator microhabitat, uma vez que ambos predominavam em ambientes aquáticos.

Tanto as fêmeas quanto os machos adultos de rãs-touro-americanas possuem porte avantajado e apresentaram anuros nativos em suas dietas, mesmo ocupando diferentes microhabitats, segundo os autores, isso sugere que as espécies nativas estão sendo predadas nos ambientes aquáticos e terrestres. Para Wu et al. (2005), a presença de rãs-touro-americanas pode afetar a comunidade de anfíbios nativos de diferentes maneiras, onde seus efeitos podem ser percebidos por meio da: (1) competição entre os indivíduos juvenis e as espécies nativas; (2) com os machos interferindo na anurofauna nativa por predação, e (3) com as fêmeas que podem interferir nas comunidades tanto por competição quanto por predação.

Wu et al. (2005) destacam que a introdução da rã-touro-americana é um importante fator contribuinte ao declínio populacional de algumas espécies de anfíbios e que suas análises de sobreposição de dieta e predação endossam a sua potencial ameaça aos anuros da ilha Daishan, uma vez que os ecossistemas de ilhas são mais vulneráveis aos efeitos negativos da interferência de espécies introduzidas, indicando a necessidade de monitorar e realizar mais pesquisas a esse respeito para melhor compreender suas interações interespecíficas com a comunidade nativa e prever seus futuros impactos.

2.6.3. Brasil, Santa Catarina (2012).

Artigo: *Invasões biológicas e o nicho acústico: o efeito da vocalização de rãs-touro-americanas sobre os sinais acústicos da perereca Hypsiboas albomarginatus.*

Autores: BOTH, C.; GRANT, T.

Ano: 2012

Título original: *Biological invasions and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs.*

Esse artigo é fruto de uma pesquisa inédita no campo dos impactos causados pelas invasões biológicas, que analisa o efeito da interferência e sobreposição do nicho acústico de

uma espécie anura nativa causada pela vocalização da rã-touro-americana, Ranidae, dando uma significativa contribuição aos estudos sobre as complexas implicações que podem ser causadas com a introdução de novas espécies.

A vocalização é a principal ferramenta utilizada pelos anfíbios, o coaxar característico dos machos serve tanto para atrair fêmeas para o acasalamento no período reprodutivo, como também, para defender seu território diante de invasores e competidores. Cada espécie desenvolveu seu próprio tipo de canto, mas, para todas elas, essa é uma tarefa que exige um dispêndio de energia muito grande por parte do macho. O coaxar dos anfíbios pode revelar muitas informações sobre o indivíduo que vocaliza, como o seu porte físico e maturidade sexual, fatores que podem ser determinantes na escolha das fêmeas durante o período reprodutivo (BOTH; GRANT, 2012).

Diante da importância dessa atividade e baseados em estudos sobre a perturbação na anurofauna causada pelo ruído ambiental, Both e Grant (2012, p. 1) partiram do seguinte pressuposto: “como as espécies nativas respondem quando um novo competidor acústico aparece?”. Dessa forma, eles propuseram um experimento para compreender os impactos causados pela rã-touro-americana com a simulação de sobreposição e interferência de nicho acústico sobre uma espécie anfíbia nativa da Mata Atlântica, a perereca *Hypsiboas albomarginatus* (Anura: Hylidae)¹⁸.

O estudo foi realizado em três lagoas permanentes do Parque Nacional da Serra do Itajaí, no município de Blumenau, Santa Catarina, região Sul do Brasil, entre os meses de novembro e dezembro de 2009. Não foram registrados ruídos sonoros causados pela ação antrópica no local onde os experimentos foram realizados. Apesar de estarem estabelecidas na região, durante o estudo, não foi registrada a presença de rã-touro-americana na área do experimento (BOTH; GRANT, 2012).

A vocalização da rã-touro-americana ocorre em uma ampla faixa de frequência, entre 90 a mais de 4000 Hz, com picos baixos (frequência dominante) entre 200 e 400 Hz e entre 1000 e 2000 Hz, diferente dos padrões observados em espécies nativas do Brasil. Já a espécie *B. albomarginata*, Hylidae, emite uma vocalização entre as faixas de 1060 a 1430 Hz, 2720 a 2780 Hz ou 2280-2850 Hz de frequência dominante (BOTH; GRANT, 2012).

¹⁸A nomenclatura científica vigente para essa espécie é *Boana albomarginata* (Spix, 1824), Hylidae (FROST, 2017).

Para a realização do experimento, o coaxar de 10 indivíduos machos e solitários de rã-touro-americana foram gravados, individualmente, por cinco minutos no município de Faxinal do Soturno, Rio Grande do Sul. Os machos solitários emitiram de três a sete vocalizações consecutivas, com intervalos entre 15 segundos a alguns minutos. Essas gravações foram utilizadas para a realização do experimento em campo na presença da espécie nativa (BOTH; GRANT, 2012).

Ao encontrar um indivíduo da espécie *B. albomarginata* vocalizando, os pesquisadores colocaram um microfone e um gravador a uma distância de 1 metro do indivíduo, assim como um alto falante, que também foi colocado a 1 metro de distância e a 10 centímetros acima da água, o experimento só foi iniciado após um pequeno intervalo de tempo, para que a presença dos pesquisadores não interferisse no resultado. Ao todo, 10 indivíduos participaram, separadamente, do experimento (BOTH; GRANT, 2012).

A primeira etapa se constituiu de 5 minutos de silêncio (apenas som ambiente, período pré-estímulo), seguidos de 5 minutos da gravação de rã-touro-americana emitida pelo alto falante, simulando uma invasão acústica; o estímulo foi transmitido a um nível de pressão acústica de 85 dB medido a uma distância de 1 m, que é igual à amplitude média observada em campo; e para finalizar, a terceira etapa era constituída de mais 5 minutos de silêncio (período pós-estímulo). Após o experimento, os 10 indivíduos de *B. albomarginata* foram depositados na Coleção de Anfíbios e Répteis, do Museu de Ciências da Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande Do Sul (BOTH; GRANT, 2012).

Os 15 minutos de gravação de cada indivíduo foram analisados de acordo com três variáveis principais, duração estimada da vocalização, intervalo entre os sinais sonoros (intervalo entre as chamadas sequenciais) e a frequência central/ frequência dominante. Sendo que, dos 15 minutos totais, os 5 minutos iniciais correspondem à vocalização natural de *B. albomarginata* (período pré-estímulo), os 5 minutos centrais correspondem ao período de interferência direta da espécie invasora rã-touro-americana (período de estímulo) e os 5 minutos finais ao período pós-estímulo da espécie invasora (BOTH; GRANT, 2012).

Os resultados mostraram que a rã-touro-americana não interferiu no intervalo entre chamadas nem na duração estimada da vocalização, mas causou uma alteração significativa na frequência dominante e central da *B. albomarginata*, que passou a vocalizar em frequências mais altas durante os períodos de estímulo e pós-estímulo. A frequência dominante aumentou no período de estímulo e apresentou uma pequena queda no período

pós-estímulo, mas permaneceu em uma taxa superior a do período pré-estímulo (BOTH; GRANT, 2012).

A alteração na vocalização da espécie nativa observada nesse experimento sugere que a modificação na sua taxa de frequência é um possível método que essa espécie utiliza para evitar a sobreposição acústica decorrente da introdução de uma espécie invasora que possui um sinal acústico de baixa frequência e grande amplitude de propagação, como no caso da rã-touro-americana (BOTH; GRANT, 2012).

Para Both e Grant (2012), esse experimento demonstrou que a introdução de espécies exóticas e com alto potencial invasor, como no caso da espécie anura rã-touro-americana, pode alterar o *fitness* de espécies nativas de diferentes maneiras, como pela sobreposição e interferência do nicho acústico em uma comunidade de anfíbios, “[...] causando mudanças nas propriedades espectrais de sinais utilizados para atrair companheiros e repelir rivais” (2012, p. 2). Alterações nas taxas de sinais acústicos em comunidades de anfíbios já haviam sido observadas em estudos anteriores, mas com relação à interferência antrópica sob essas comunidades, sendo este estudo pioneiro no campo das invasões biológicas no que se refere aos impactos sobre a anurofauna.

O fato dos machos de *B. albomarginata*, ao serem expostos à vocalização da espécie exótica, terem alterado a frequência de suas chamadas, apresentando um deslocamento espectral para padrões mais altos, indica que essa alteração pode influenciar negativamente no processo reprodutivo dessa espécie nativa. A variação natural na frequência dominante da vocalização dessa espécie transmite para as fêmeas de *B. albomarginata* informações sobre o porte físico dos machos, sendo esse fator fundamental para a escolha dos parceiros, uma vez que as fêmeas escolhem seus companheiros com porte físico proporcional ao delas (BOTH; GRANT, 2012).

Ao alterarem seus padrões de vocalização, os machos de *B. albomarginata* emitem pistas falsas às fêmeas, causando o mascaramento de suas condições físicas, visto que a frequência dominante das vocalizações é inversamente proporcional ao porte do indivíduo, portanto, as parceiras passam a receber informações incompatíveis com a realidade, o que pode, por consequência, afetar o sucesso reprodutivo dessa espécie (BOTH; GRANT, 2012).

Os estudos de invasão simulada do nicho acústico são importantes para compreender os possíveis impactos que espécies introduzidas podem causar em comunidades nativas. No

caso deste estudo, a simulação da invasão bioacústica foi com base na vocalização de um único indivíduo de rã-touro-americana, fato que não representa necessariamente a realidade dos episódios de invasões biológicas associados a essa espécie, indicando que os efeitos da presença e estabelecimento de populações da introduzida rã-touro-americana em ambientes naturais podem ser ainda mais nocivos à estrutura das comunidades acústicas; já que o coro vocalizado por vários machos dessa espécie pode mascarar e se sobrepor ao chamado de várias espécies anuras brasileiras, simultaneamente, devido à sua ampla faixa de frequência (BOTH; GRANT, 2012).

3. DISCUSSÃO

Diante do panorama apresentado nesse trabalho, referente à problemática das invasões biológicas, contemplando especificamente os riscos potenciais à anurofauna nativa diante da presença da espécie introduzida rã-touro-americana é possível se destacar alguns aspectos importantes sobre a temática.

De acordo com órgãos ambientais e pesquisas sobre a situação atual da classe Amphibia, os episódios de declínios populacionais e o número crescente de espécies que foram classificadas como “ameaçadas” de extinção se tornaram cada vez mais recorrentes, isso se deve a um maior volume de informações levantadas por pesquisadores em todo o globo que se dedicam a abranger os conhecimentos acerca da sua biologia, fisiologia, evolução e conservação, além do trabalhos no campo da sistemática filogenética, que acarretou um rearranjo taxonômico e possibilitou a identificação e reclassificação de inúmeras espécies de anfíbios, fornecendo aos pesquisadores uma base sólida sobre as linhagens evolutivas dessa classe (BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002; BROWN; LOMOLINO, 1998; COLLINS; STORFER, 2003; FROST et al., 2006; HALLIDAY, 2008, IUCN, 2016; WAKE; VREDENBURG, 2008).

Se por um lado, os esforços para superar o conceito de espécies morfológicas pela prática da definição filogenética dos espécimes gera uma informação mais precisa dos grupos taxonômicos, por outro lado, conforme Brown e Lomolino (1998) destacaram, essa nova prática poderia causar uma inflação nas estimativas da diversidade biológica além da desclassificação de inúmeras espécies, o que pôde ser observado ao longo desta monografia, onde praticamente todas as espécies anuras citadas tiveram uma mudança taxonômica registrada, o que requer uma atenção especial àqueles que se dedicam ao estudo dos anfíbios (FROST et al., 2006, 2016).

Outro fato que merece atenção é o elevado número de espécies reconhecidas e a crescente descoberta de outras novas, o que também pode ser justificado pelas observações de Brown e Lomolino (1998), já que, na lista divulgada pela SBH em 2012, foram catalogadas 946 espécies de anfíbios no Brasil, desse total, 913 eram espécies anuras; em 2014, havia o registro total de 1.026 espécies de anfíbios brasileiros, sendo 988 da ordem Anura; em 2016 esse número passou para 1.080 espécies reconhecidas, sendo 1.039 anfíbios anuros, ou seja, mais que o total reconhecido em 2014. No ano de 2012, se atingiu a marca de 7.000 espécies

de anfíbios identificados em todo o mundo, atualmente, esse número está estimado em 7.668 espécies (FROST, 2017; SEGALLA et al., 2012, 2014, 2016).

Ainda que a riqueza em termos de biodiversidade dessa classe possa ser parcialmente fruto dos métodos utilizados em sua identificação taxonômica, não se deve ignorar os dados alarmantes a respeito dos declínios populacionais que vem sendo registrados em diversas comunidades de anfíbios e suas respectivas causas e consequências, atribuindo aos anfíbios o título de classe mais ameaçada dentre todos os vertebrados. Fato que contribui para a corrente de pensamento que defende a ideia de que a sexta extinção em massa está ocorrendo no presente momento (IUCN, 2016; KOLBERT, 2015; WAKE; VREDENBURG, 2008).

O que pode parecer um tanto quanto fatalista ou ainda sensacionalista, possui uma base bem documentada que fundamenta esse discurso da sexta extinção. O número de espécies que se encontram classificadas como “vulnerável”, “em perigo” ou ainda “criticamente em perigo” segundo a Lista Vermelha da IUCN aumenta progressivamente, e as principais causas que ameaçam essas espécies são, em primeiro lugar, as alterações no hábitat e em segundo a introdução de novas espécies, ambas resultantes da ação humana (IUCN, 2016; KOLBERT, 2015; WAKE; VREDENBURG, 2008).

Mais do que uma hipótese fatídica, a possibilidade de realmente acontecer uma sexta extinção é um fato alarmante. Para Barnosky et al. (2011), ainda não é possível se confirmar que uma extinção em massa está em andamento, isso se comparada aos outros cinco eventos dessa magnitude que ocorreram no passado, mas salientam que as perdas populacionais de algumas espécies e as extinções confirmadas até o momento são fatos críticos e devem ser encarados com seriedade, principalmente, ao se levar em consideração o número de espécies classificadas como “criticamente em perigo”, ou seja, que se encontram no nível mais grave de ameaça segundo a IUCN. Para os pesquisadores, se esse número se mantiver em ascensão, então, será bem provável que uma sexta extinção em massa aconteça nos próximos séculos (BARNOSKY et al., 2011).

Como já destacado, a ação humana é a principal ameaça à biodiversidade, o que inclui a introdução de novas espécies em ambientes naturais, configurando dessa maneira os episódios de invasões biológicas. Os efeitos desse processo de introdução, adaptação, estabelecimento e invasão são de difícil predição, devido à uma gama muito ampla e complexa de variáveis e interações, fato que pode ser bem elucidado ante os diferentes casos

de introdução da espécie rã-touro-americana, Ranidae, apresentados nesta monografia (BLACKBURN et al., 2011; LOCKWOOD; HOOPES; MARCHETTI, 2007).

Ao se considerar a classificação da escala de magnitude dos impactos causados pela introdução de novas espécies, proposta por Blackburn et al. (2014) e submeter o estudo apresentado por Both et al. (2014) e Both e Melo (2014) a essa metodologia, em que a presença da rã-touro-americana em áreas de Mata Atlântica não representou um declínio na população de anuros nativos e nem resultou em uma redução na biodiversidade das comunidades analisadas, sem configurar, dessa forma, um processo de homogeneização nesses habitats; diante desses resultados obtidos, segundo esse método de análise, os impactos dessa introdução poderiam ser qualificados como “mínimo” (**ML**), ou seja, a introdução da espécie não causa efeitos no *fitness* individual das espécies nativas.

No entanto, levando em consideração o estudo de caso apresentado por Both e Grant (2012), que observou a interferência na vocalização de uma espécie nativa decorrente da sobreposição de nicho acústico causada pela introduzida rã-touro-americana, por meio de um experimento de invasão bioacústica simulada; nesse caso, os impactos causados pela espécie introduzida poderiam ser classificados como “menor” (**MI**), pois, sua introdução causa uma redução no *fitness* individual de uma espécie nativa, mas não causa, em um primeiro momento, declínios na densidade populacional das espécies nativas (BLACKBURN et al., 2014).

Apenas para ilustrar os diferentes impactos possíveis e resultantes de uma invasão biológica, em uma análise de um cenário hipotético desse estudo de caso apresentado por Both e Grant (2012), sugerindo que a interferência bioacústica causada pela vocalização da rã-touro-americana impedisse ou alterasse, ao longo do tempo, o processo de reprodução da espécie nativa em questão, o que acarretaria em uma consequente redução gradual da população, e no caso mais extremo, o desaparecimento local dessa espécie; então, os impactos da introdução de rã-touro-americana, nesse quadro hipotético, poderiam ser classificados, em um primeiro momento, como “moderado” (**MO**), que são aqueles impactos associados aos declínios populacionais, mas que não apresentam mudanças significativas na composição da comunidade nativa; passando, em um segundo momento, a ser classificado como “maior” (**MR**), que se refere aos casos em que ocorrem mudanças na composição da comunidade nativa, mas com efeitos reversíveis caso a espécie introduzida seja removida; e por último, em uma situação mais extrema, como “massivo” (**MA**), onde a introdução pode causar extinções

locais e mudanças irreversíveis na composição da comunidade afetada; nesse caso, mesmo que a espécie introduzida fosse removida, o ecossistema afetado não conseguiria retornar à sua condição original (BLACKBURN et al., 2014).

Diante disso, é válido ressaltar a importância que deve ser dada à variável temporal nos estudos de caso sobre invasões biológicas, partindo do pressuposto que esse é um processo dinâmico e mutável, dando ênfase aos trabalhos de monitoramento das espécies introduzidas, que devem contribuir para a formulação de diagnósticos e prognósticos mais coerentes com a situação real e potencial dessas introduções (MATTHEWS et al., 2005).

No estudo de caso apresentado por Moyle (1973), nos Estados Unidos, é sugerido que a presença da espécie rã-touro-americana está causando o declínio populacional de uma espécie nativa e reduzindo a área de distribuição geográfica de outra. Moyle (1973) recomenda como medida preventiva, a erradicação da espécie introduzida, a fim de que as duas espécies nativas possam se recuperar e repovoar a área estudada.

A escolha desse estudo de caso se deve exatamente pelo seu valor histórico, uma vez que se situa na década de 1970, o que permite uma compreensão mais ampla dos impactos da introdução dessa espécie com o decorrer do tempo no estado da Califórnia, com a comparação entre estudos mais recentes.

Atualmente, populações de rãs-touro-americanas continuam existindo no vale de San Joaquin e em Sierra Nevada, e ao contrário da suposição de Moyle (1973), que atribuiu o desaparecimento da espécie *Rana aurora* (Anura: Ranidae) na década de 1970 à presença da espécie introduzida; hoje, populações de *Rana aurora* são encontradas em larga escala, desde os Estados Unidos até o Canadá, onde essa espécie é nativa e também introduzida¹⁹. A *R. aurora* está listada na Lista Vermelha da IUCN como “segura” ou “pouco preocupante” (LC)²⁰, ocorrendo em áreas protegidas por leis ambientais e também em áreas antropizadas, não apresentando nenhum risco de extinção (IUCN, 2015b).

Alguns casos de declínios populacionais foram registrados em escala local, não há registros de populações em Sierra Nevada e nem no vale de San Joaquin, mas é incerto afirmar se realmente existiam populações que habitavam esses lugares, uma vez que os relatos são muito antigos e talvez incorretos. Os declínios bem documentados e considerados

¹⁹ Cf. nota 7, p. 50.

²⁰ Em inglês, *Least concern*.

importantes se reportam ao vale do Willamette, Oregon, e nas planícies de Puget, Washington. Dentre as principais causas que contribuíram para esses declínios, estão: destruição, degradação e fragmentação de habitats úmidos, urbanização, ocupação e desenvolvimento residencial, construção de reservatórios, canalização de rios e córregos, diminuição e alteração da cobertura vegetal por pastagem, introdução de ictiofauna exótica e possivelmente, a introdução de rãs-touro-americanas, contudo, há indícios de que essas duas espécies coexistam sem impactos significativos (IUCN, 2015b).

No entanto, os impactos sobre a população nativa de anfíbios causados especificamente pela introdução da rã-touro-americana não são totalmente claros, uma vez que sua introdução no oeste dos Estados Unidos coincidiu com a ocorrência de modificações ambientais e com a introdução de uma espécie de peixe que também apresentou atividades predatórias sobre a anurofauna norte-americana, sendo exatamente esses os fatores que contribuíram para os declínios locais de *Rana aurora* (BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002; IUCN, 2015b).

Estudos mais recentes, de natureza experimental, ampliaram a compreensão sobre os mecanismos predatórios da rã-touro-americana em comunidades de anuros nativos, esses estudos, realizados no Vale do Willamette, no Oregon, revelaram que os impactos ocorrem por meio de complexas relações entre as espécies, podendo se dar de maneira direta ou indireta, sendo que essas interações são mediadas pelas modificações do habitat que favorecem o estabelecimento da espécie introduzida em detrimento da espécie nativa (BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002).

No Vale de Willamette, lugares onde historicamente eram utilizados pela *Rana aurora* para reprodução, agora estão, em sua maioria ocupados por populações de rã-touro-americana. Na presença de populações de rãs-touro-americanas, a *Rana aurora* modificou seu comportamento, ao tentar “evitar” essa espécie, apresentando, dessa maneira, o chamado comportamento antipredatório. Ao adotar esse comportamento, essa espécie se tornou mais suscetível à predação pela ictiofauna presente. Esse mesmo padrão de resposta também foi observado em girinos de *R. aurora* em experimentos de campos realizados por Blaustein e Kiesecker (2002), onde os girinos modificaram o uso do seu microhabitat, crescendo e se desenvolvendo mais lentamente, gerando assim um aumento no índice de predação pelas populações de espécies de peixes introduzidos.

Na Figura 12, é possível observar a teia de interações e impactos diretos e indiretos entre os seguintes fatores: modificação do hábitat, a introdução de duas espécies (*L. catesbeianus* e um peixe predador) e a presença de populações de *Rana aurora*, no Oeste dos Estados Unidos.

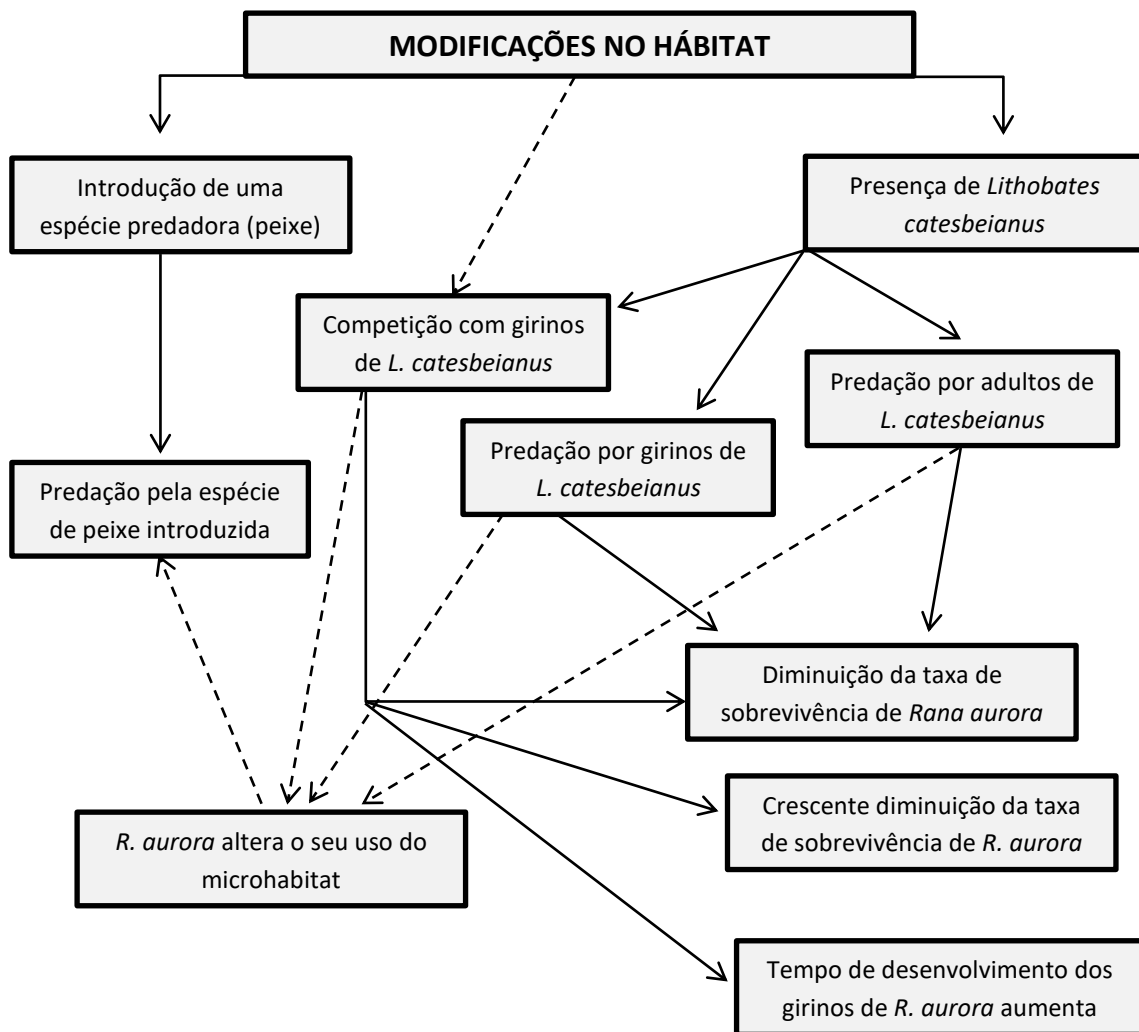


Figura 12: Esquema apresentando a rede de interações para os impactos causados pelas mudanças no hábitat, com a introdução de *L. catesbeianus* e a introdução de uma espécie de peixe predadora em um ambiente ocupado pela *R. aurora*, no oeste dos Estados Unidos. As setas representam as interações diretas (sólidas) e indiretas (tracejadas) entre as variáveis que foram testadas de maneira experimental em estudos realizados no Oregon, em Washington e na Califórnia. Outras interações são possíveis, contudo não foram testadas experimentalmente. **Fonte:** BLAUSTEIN; KIESECKER, (2002, p. 602).

Blaustein e Kiesecker (2002) afirmam que a diminuição na população de *Rana aurora* no oeste dos Estados Unidos é resultado, não somente da presença e da predação causada pela rã-touro-americana, ou por outra espécie introduzida, neste caso um peixe do gênero *Micropterus*, mas que os impactos negativos sobre a *Rana aurora* são resultantes de complexas interações bióticas e abióticas, e dependem do contexto em que essas interações se dão e que são, essencialmente, frutos, diretos ou indiretos, da ação humana.

Ainda em relação ao estudo de caso de Moyle (1973), a redução da distribuição geográfica de *Rana boylei* (Anura: Ranidae), que conforme explicação detalhada em nota de rodapé se refere, na realidade, à espécie *Rana muscosa* (Anura: Ranidae), doravante identificada como tal, não se deu, necessariamente devido à introdução da rã-touro-americana.

As populações abundantes de *Rana muscosa* que viviam em Sierra Nevada se encontravam sob o mais alto nível de proteção legal vigente nos Estados Unidos. No entanto, das sete espécies de anfíbios que existem em Sierra Nevada, atualmente, cinco estão classificadas como ameaçadas, sendo que a espécie *R. muscosa* desapareceu em pelo menos 90% dos locais em que ela foi historicamente registrada e hoje essa espécie é classificada como “em perigo” (HAMMERSON, 2008; WAKE; VREDENBURG, 2008).

O principal fator que foi apontado como sendo o responsável por esses declínios em populações de *Rana muscosa* foi, *a priori*, a introdução de ictiofauna exótica (trutas). Em experimentos controlados, na tentativa de se reestabelecer as populações dessa espécie anura, a simples remoção dos peixes exóticos pareceu surtir um efeito positivo, mas logo houve uma inversão no quadro, quando populações inteiras foram encontradas mortas nos lagos de Sierra Nevada. Dessa maneira, pesquisadores chegaram a um outro fator responsável pelas mortes em massa de *R. muscosa*: a disseminação de uma doença infecciosa emergente, causada pelo fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* (WAKE; VREDENBURG, 2008).

Ao contrário do que se possa imaginar, a introdução do fungo causador da quitridiomicose em Sierra Nevada está muito mais associada à espécie exótica de origem africana, *Xenopus laevis* (Anura: Pipidae), do que com a *Lithobates catesbeianus* (Anura: Ranidae), demonstrando que, ainda que a rã-touro-americana possa ter contribuído com a redução geográfica da espécie nativa, sua presença não foi o fator determinante nos episódios de declínio populacional que ameaçam a espécie *R. muscosa*.

Para Wake e Vredenburg (2008, p. 11.472), múltiplos fatores agem sinergicamente e contribuem para os declínios registrados na anurofauna, contudo, por trás de todas essas atividades degradantes, está a “espécie daninha, *Homo sapiens*”.

A disseminação da quitridiomicose é um tema preocupante e gera a necessidade de se repensar as práticas comerciais de transporte de animais e plantas por todo o globo, além de se estabelecer uma prática de fiscalização e controle eficientes no que diz respeito à importação e exportação de espécimes vivas.

Tanto a magnitude dos impactos causados por espécies introduzidas, quanto às perdas decorrentes pelo fungo *B. dendrobatidis* e por outras doenças emergentes, somente atingiram tamanha expressão devido aos colapsos ambientais que puderam ser observados, quase que simultaneamente, em diferentes partes do mundo, e isso só se concretizou pela interferência direta e indireta da ação humana, causando alterações ambientais profundas e em alguns casos, irreversíveis (KOLBERT, 2015; WAKE; VREDENBURG, 2008).

A maior dificuldade em analisar os impactos decorrentes das invasões biológicas se dá pela sua não linearidade de manifestação, como observado nos casos da introdução e disseminação do fungo *B. dendrobatidis* e da espécie *L. catesbeianus*, cujas implicações são imprevisíveis.

Para que se possam mitigar os efeitos de sua presença, há a necessidade constante em se estudar e monitorar as ações dessas espécies, para que se constitua uma base de informações sólidas a respeito de sua presença em novos ambientes. Como no estudo de caso apresentado por Wu et al. (2005), China, onde se buscou compreender as interações da rã-touro-americana com as espécies nativas por meio de estudos sobre a amplitude do nicho trófico dessa espécie, em diferentes fases de desenvolvimento.

Dentre os táxons identificados nas análises estomacais de rãs-touro-americanas e que compõem sua dieta estão: crustáceos, aracnídeos, insetos (incluindo 18 famílias distintas dessa classe), moluscos, anelídeos, anfíbios anuros de quatro espécies distintas, peixes, aves e répteis. Os dados obtidos sobre a composição alimentar dessa espécie comprovaram, segundo Wu et al. (2005), que a rã-touro-americana representa uma ameaça potencial às espécies nativas por meio de diferentes mecanismos, seja por competição por recursos alimentares, seja por predação direta das espécies nativas, ou ainda pela concomitância desses dois fatores. E que esses impactos se dão de maneiras distintas entre ambientes aquático e terrestre, onde

espécies que são mais dependentes da água sofrem maior predação ou competição por parte da introduzida rã-touro-americana.

Contudo, dentre as três espécies nativas que foram o foco da pesquisa de Wu et al. (2005), a *Bufo gargarizans* (Anura: Bufonidae), está classificada como “pouco preocupante” (LC) segundo a Lista Vermelha da IUCN, onde as maiores ameaças à essa espécie são, a perda de hábitat devido a crescente urbanização e poluição das águas, exposição à longas estiagens, além da sua captura para uso em laboratórios e pela Tradicional Medicina Chinesa; mesma situação em que se encontra a espécie *Fejervarya limnocharis*, igualmente classificada como “pouco preocupante” (LC); os fatores que representam maiores ameaças à essa espécie são o uso de pesticidas²¹, a drenagem de áreas úmidas, seu uso como recurso alimentar para consumo humano e também à falta de chuvas (KUZMIN et al., 2004a; VAN DIJK et al., 2004).

Das três espécies analisadas nesse estudo de caso de Wu et al. (2005), a *Pelophylax nigromaculatus* é a única classificada como “quase ameaçada” (NT)²², devido a um declínio significativo em sua população que vem sendo registrado durante os últimos dez anos. Os principais fatores que ameaçam essa espécie não são totalmente conhecidos, mas possivelmente estão associados ao uso dessa espécie para consumo humano, à exploração comercial de animais vivos, poluição das águas e mudanças no uso e ocupação do solo (KUZMIN et al., 2004b).

Apesar dos resultados da pesquisa de Wu et al. (2005) indicarem a presença da rã-touro-americana como uma ameaça em potencial à anurofauna nativa, a introdução de espécies exóticas não está associada a nenhum tipo de impacto à essas três espécies e também não há registros, segundo os relatórios da IUCN, que associem declínios populacionais dessas espécies à presença da rã-touro-americana. A quitridiomiose também não foi notificada (KUZMIN et al., 2004a; KUZMIN et al., 2004b; VAN DIJK et al., 2004).

Vale destacar na pesquisa de Wu et al. (2005), a importância em se conhecer o histórico de funcionamento dos ranários, fato que não se repete nas pesquisas realizadas no Brasil, exatamente pela divergência dos dados publicados, como constatado e descrito no capítulo destinado ao levantamento histórico da ranicultura no país, onde as informações

²¹ Anormalidades morfológicas foram registradas e possivelmente estão associadas à contaminação química decorrentes da exposição ao uso de agrotóxicos (VAN DIJK et al., 2004).

²² Em inglês, *Near Threatened*.

publicadas por Schloegel et al. (2009), pelo Boletim de Pesca do Estado de São Paulo (FERREIRA; PIMENTA; PAIVA NETO, 2002) e pelo Censo Agropecuário realizado pelo IBGE em 2006 (2008), ainda que não façam referência ao mesmo ano de publicação, demonstram uma variação muito grande nesses registros, gerando o levantamento de informações contraditórias e divergentes ou, até mesmo, fundamentando pesquisas a partir de subsídios parcialmente válidos.

Obviamente, não é possível se comparar as dimensões e a escala de produção do Brasil com as atividades de apenas uma ilha do território chinês, contudo, a sistematização e o confronto dos dados primários utilizados nessas pesquisas, que registrem tanto as atividades do passado quanto do presente, são de fundamental importância para a solidificação dos estudos que se dedicam aos impactos da introdução da rã-touro-americana no Brasil, pois, com a padronização dessas informações, seria possível mapear os pontos de introdução dessa espécie para rastrear e prever seus padrões de propagação e estabelecimento, e, assim, correlacionar essas informações com os registros atuais da presença dessa espécie em ambientes naturais²³, a fim de se tomar medidas efetivas de controle e mitigação que impeçam a consolidação de um cenário de invasões biológicas no país.

Outra ação que se faz necessária no campo das invasões biológicas é o estudo, acompanhamento e a descrição dos hábitos da introduzida rã-touro-americana em ambientes naturais brasileiros, uma vez que a maioria das publicações que se dedicam à biologia e comportamento dessa espécie se destina à produção comercial e não à conservação ambiental das espécies nativas, além disso, há uma carência de publicações educacionais e informativas, destinadas ao setor produtivo e à sociedade em geral, que alertem quanto aos riscos que essa espécie, assim como qualquer outro caso de invasão biológica, pode representar ao equilíbrio ecossistêmico.

No âmbito acadêmico, a descentralização das pesquisas, sejam elas especificamente voltadas ao estudo da espécie *L. catesbeianus* ou aos anfíbios em geral, é imperativa para a consolidação de um conhecimento mais amplo e aprofundado sobre a anurofauna brasileira. Atualmente, fica clara a concentração do volume de pesquisas e projetos realizados nas regiões Sul e Sudeste do país, com destaque para os estados de São Paulo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, e mesmo nesses casos, as pesquisas não contemplam de maneira

²³ Um mapa *online* desses registros por município pode ser encontrado no *site* do projeto Rã-Touro Brasil, do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, disponível em: http://www.ib.usp.br/grant/Ra-touro_no_Brasil/Distribuicao.html Acesso em: 15 abr. 2017.

homogênea ou disseminada a cobertura territorial dos estados, havendo um acúmulo de estudos próximo aos polos universitários de maior representatividade, como evidenciado por Rossa-Feres et al. (2011) em referência às pesquisas realizadas no estado de São Paulo, cujas lacunas geográficas se distribuem entre a bacia do Rio Paranapanema, à zona de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado e na porção central até o nordeste do estado, na divisa com Minas Gerais.

Apesar dessa pesquisa não contemplar um estudo detalhado acerca do aparato legal brasileiro sobre a introdução de espécies exóticas no país, fica evidente, que há a necessidade em se criar leis que realmente possam ser aplicadas e que permitam e assegurem a constante fiscalização da entrada, manejo e controle dessas espécies em território nacional, com destaque à rã-touro-americana, espécie amplamente distribuída no Brasil. Nesse caso específico, não se trata de coibir a produção comercial, mas sim, desenvolver e estabelecer uma série de regulamentações e medidas que garantam os princípios de biossegurança aos ecossistemas locais no processo produtivo desses estabelecimentos.

Informações a esse respeito podem ser encontradas no *website* do Ministério do Meio Ambiente²⁴, onde é apresentado um panorama dos compromissos assumidos, dos esforços e parcerias realizadas no que diz respeito ao controle da introdução de espécies exóticas invasoras no país desde 2001, com destaque para a resolução CONABIO nº. 06, de 03 de setembro de 2013, que estabelece as Metas Nacionais de Biodiversidade para 2020, na qual se internaliza as Metas Globais de Biodiversidade de Aichi, definidas pela CDB, a meta nº. 09 dessa resolução se destina ao tema da introdução de espécies exóticas e objetiva:

“Até 2020, a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras deverá estar totalmente implementada, com participação e comprometimento dos estados e com a formulação de uma Política Nacional, garantindo o diagnóstico continuado e atualizado das espécies e a efetividade dos Planos de Ação de Prevenção, Contenção e Controle” (BRASIL, [2013?]).

Para tanto, é necessária a prioridade nas tomadas de decisões sobre o tema por parte dos órgãos públicos abrangendo as esferas políticas, econômicas e sociais, em parceria entre os setores público e privado, com ação participativa da sociedade e com foco na conservação ambiental. A transparência nas decisões e o acesso público a esses projetos são fundamentais

²⁴ Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biosseguranca/especies-exoticas-invasoras>
Acesso em: 11 abr. 2014.

para que os compromissos assumidos possam ser praticados e cobrados, caso contrário, essas medidas permanecerão, apenas, no campo das ideias. É válido ressaltar que restam aproximadamente três anos para que a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras esteja em plena vigência, segundo o compromisso assumido em 2013, o que inclui a regulamentação dos elementos de prevenção, controle, políticas e instrumentos legais, assim como a conscientização pública, a capacitação técnica, o incentivo às pesquisas e o financiamento de projetos na área.

É necessário que a meta nº. 09 da resolução CONABIO nº. 06, não represente apenas um passo para consolidação das políticas públicas voltadas ao controle das invasões biológicas, mas sim, o princípio de uma legítima campanha que não meça esforços para promover a biossegurança da diversidade biológica brasileira.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A introdução de novas espécies em ambientes naturais representa um dos maiores desafios no campo das ações que visam a conservação e preservação da biodiversidade. A respeito dos episódios de invasões biológicas, um anfíbio ganha especial destaque, a espécie anura rã-touro-americana, Ranidae, cuja área de distribuição geográfica contempla países da Ásia, Europa, África, Oceania e Américas, não por sua própria capacidade de dispersão e superação das barreiras geográficas, mas, pela sua intrínseca relação com as atividades humanas, pois, foi pela prática comercial em nível global e pelo desenvolvimento dos meios de transporte e das redes de comunicação que a rã-touro-americana se tornou uma das cem piores espécies invasoras do mundo.

Seu comportamento generalista, predador e agressivo, assim como a sua capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais, incluindo áreas antropizadas, alta prolificidade e potencial de dispersão fazem dessa espécie objeto central em pesquisas sobre a introdução de espécies exóticas invasoras, bioinvasão e declínios populacionais. O desaparecimento de inúmeras espécies de anfíbios, assim como a disseminação de um fungo letal são frequentemente associados à sua presença.

Durante a realização desta pesquisa, ficou evidente que a espécie rã-touro-americana, Ranidae, reúne as características necessárias para ser considerada uma verdadeira ameaça ao equilíbrio dos ecossistemas em que está inserida. No entanto, dentre os documentos, artigos, livros e publicações que serviram como embasamento teórico desta monografia, não foi possível afirmar com clareza a sua efetiva participação direta nos colapsos ambientais registrados em diversos países e atrelados a essa espécie.

Visto que a sua capacidade de predação e competição é um fato; o desaparecimento e a extinção de espécies nativas por meio de predação e competição causados pela rã-touro-americana é uma hipótese a ser continuamente testada.

Estudos que buscam compreender os efeitos das invasões biológicas devem levar em consideração a não linearidade desse processo, que se caracteriza por sua complexidade, decorrente das inesgotáveis possibilidades resultantes das dinâmicas interações interespecíficas entre as variáveis bióticas e abióticas que compõem os diversos ecossistemas, em um determinado recorte espaço-temporal. Evidenciando a necessidade em se realizar continuamente pesquisas sobre os episódios de bioinvasão e a evolução de seus impactos,

uma vez que o fator temporal é determinante nos resultados positivos ou negativos dessas introduções.

É importante ressaltar que todos os episódios de introdução de uma nova espécie em ambientes naturais resultam em um impacto na estrutura dos ecossistemas afetados, pois os efeitos dessa introdução, sejam eles benéficos ou prejudiciais, implicam em profundas modificações na dinâmica das comunidades envolvidas, por isso há uma necessidade em se conhecer cada vez mais esses processos, com o estudo e monitoramento dos casos de introdução de espécies não nativas.

Os declínios populacionais de anfíbios e a perda de inúmeras espécies fornecem indícios suficientes para o estabelecimento de um preocupante cenário de crise ecológica que não se restringe à classe Amphibia, medidas de proteção e conservação são fundamentais para se evitar o agravamento desse colapso, entretanto, os fatores que contribuem para esse quadro de desequilíbrio ambiental devem ser melhor esclarecidos, a fim de que as medidas tomadas para a reversão desse panorama sejam efetivas.

Nesse caso, a introdução da rã-touro-americana em novos habitats não deve ser encarada como causa primária desses desequilíbrios, já que, em tese, sua introdução pode representar uma ameaça às comunidades de anfíbios, mas, na prática, isso nem sempre se caracteriza, por essa razão, a introduzida rã-touro-americana deve ser considerada como uma espécie potencialmente invasora, capaz de causar impactos de elevada magnitude.

Pesquisas na área de Biogeografia, associadas a outras ciências devem ser mais numerosas para se preencher todas as lacunas do conhecimento referentes aos efeitos das invasões biológicas, assim como uma campanha educacional e informativa que contemple todas as esferas sociais deve ser proposta e inserida desde a etapa da educação infantil até os centros acadêmicos, incluindo os grandes veículos de informação, visando uma maior conscientização a respeito das alterações ambientais causadas pela ação humana.

Concordando com Wake e Vredenburg (2008), se existe uma ameaça velada que coloca em risco a sobrevivência de inúmeras espécies de anfíbios, ela é, invariavelmente produto, direto ou indireto, de uma única espécie, a *Homo sapiens sapiens*, a única capaz de modificar, contaminar, transportar, destruir, degradar, ocupar e desequilibrar ecossistemas inteiros. Paradoxalmente, essa também é a única espécie capaz de reconhecer seus impactos e de agir em favor da manutenção de outra espécie.

Halliday (2008), diante dos progressivos casos de declínios populacionais, publicou um artigo intitulado “*Por que os anfíbios são importantes?*”²⁵, e buscou responder essa questão apresentando as características biológicas e fisiológicas dessa classe, dando especial importância à sua diversidade evolutiva, ao seu papel como indicador da qualidade ecológica e ao seu valor enquanto patrimônio genético para a humanidade.

No entanto, mais do que buscar uma utilidade à classe Amphibia ou a qualquer outra classe, é importante se considerar a beleza por trás da manifestação de qualquer expressão da vida e não sobrepujar o valor da ecologia às vontades políticas e econômicas, pois não existem vazios nem fronteiras entre os reinos naturais, tal como se manifestam em nosso planeta, símbolos vivos da necessidade e da capacidade de evoluir constantemente.

Cabe à espécie dotada de maior inteligência dentre todos os reinos, executar o papel de protagonista nesse palco da vida natural, que deve estar muito mais atrelado ao cumprimento de deveres que à cobrança de direitos.

A responsabilidade está na ordem do dia, como, poeticamente, foi alertado por Carson (1969, p. 13), em sua obra *Primavera Silenciosa*, que disse: “nenhuma obra de feitiçaria, nenhuma ação de inimigo, havia silenciado o renascer de uma nova vida naquele mundo golpeado pela morte. Fôra o povo, êle próprio, que fizera aquilo”. No caso dos anfíbios, as primaveras além de silenciosas se tornarão cada vez menos coloridas e diversificadas.

²⁵ Título original em inglês: “*Why amphibians are important?*” (HALLIDAY, 2008).

REFERÊNCIAS²⁶

AFONSO, L. G. et al. Reprodução da exótica rã-touro *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Amphibia, Anura, Ranidae) em riachos de Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, Brasil. **Revista Biotemas**. [S.l.]: v.23, n.3, p. 85-91, set. 2010.

ALVES, F. C. et al. Ocorrência da espécie exótica *Lithobates catesbeianus* (rã-touro) em ambientes naturais nos municípios de Chapecó e Guatambu, Santa Catarina, Brasil. **Revista Acta Ambiental Catarinense**. Chapecó: v.5, n. 1/2, p. 35-42, jan./dez. 2008.

BARNOSKY, A. D. et al. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**. London: v. 471, p. 51-57, Mar. 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature09678>>. Acesso em: 23 dez. 2016.

BLACKBURN, T. M. et al. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**. [S.l.]: v. 26, n. 7, p. 333-339, July 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>>. Acesso em: 31 out. 2014.

BLACBURN, T. M. et al. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. **PLOS Biology**. [S.l.]: v. 12, n. 05, p. 01-11. May 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1001850>>. Acesso em: 24 out. 2016.

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

BOSCH, J. et al. Successful elimination of a lethal wildlife infectious disease in nature. **Biology Letters**. London: v.11: 20150874, p. 1-4, nov., 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2015.0874>>. Acesso em: 20 jan. 2017.

BOTH, C.; MELO, A. S. Diversity of anuran communities facing bullfrog invasion in Atlantic Forest ponds. **Springer**. Switzerland: Oct., 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10530-014-0783-1>>. Acesso em: 07 nov. 2014.

BOTH, C. et al. Amphibian richness patterns in Atlantic Forest areas invaded by American bullfrogs. **Austral Ecology**. Australia: n. 39, p. 864-874, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/aec.12155>>. Acesso em: 31 out. 2014.

²⁶ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023.

BOTH, C. et al. Widespread occurrence of the American bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), in Brazil. **South American Journal of Herpetology**. [S.l.], v.6, n.2, p. 127-134, 2011. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/full/10.2994/057.006.0203>>. Acesso em: 11 jan. 2015.

BOTH, C.; GRANT, T. Biological invasions and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs. **Biology Letters**. London: v. 8, p. 714-716, June, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2012.0412>>. Acesso em: 31 out. 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Espécies exóticas invasoras: situação brasileira**. Brasília, DF: MMA, 2006. 21p.

_____. Ministério do Meio Ambiente. **Estratégia nacional sobre espécies exóticas invasoras**. Brasília, DF: MMA, 2009. 23p.

_____. Ministério do Meio Ambiente. **Espécies exóticas invasoras**. In: Biossegurança. Brasília, DF: MMA, [2013?]. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biosseguranca/especies-exoticas-invasoras>>. Acesso em: 11 abr. 2014.

BROWN, J. H.; LOMOLINO, M. V. The Science of Biogeography. In: _____. **Biogeography**. 2ª ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. 1998, cap. 01, p. 03-12.

_____. The History of Biogeography. In: _____. **Biogeography**. 2ª ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. 1998, cap. 02, p. 13-35.

_____. Speciation and Extinction. In: _____. **Biogeography**. 2ª ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. 1998, cap. 08, p. 223-259.

BRUENING, S. "*Lithobates catesbeianus*" (On-line), **Animal Diversity Web**. 2002. Disponível em: <http://animaldiversity.org/accounts/Lithobates_catesbeianus/>. Acesso em: 13 dez. 2016.

CAPELLE, T.; LEUTZ, D. Brasil é o segundo maior criador de rãs do mundo. **Rede Globo de Televisão**. Globo Rural. nov., 2016. 2 imagens, color. Disponível em: <<http://g1.globo.com/economia/agronegocios/globo-rural/noticia/2016/11/brasil-e-segundo-maior-criador-de-ras-do-mundo.html>>. Acesso em: 10 abr. 2017.

CARMONA, R. U. **Estudo da comunidade de anfíbios e répteis em um fragmento de Mata Atlântica e em áreas perturbadas no Estado de São Paulo: subsídios para conservação e manejo de áreas protegidas.** 2007. 90 f. (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

CARSON, R. **Primavera Silenciosa.** 2ª ed. São Paulo: Pórtico. 1969, 305 p.

CASPER, G. S.; HENDRICKS, R. *Rana catesbeiana* Shaw, 1802: American bullfrog. (2005) In: AmphibiaWeb. **Information on amphibian biology and conservation.** Berkeley, California: AmphibiaWeb, 2014. Disponível em: <<http://amphibiaweb.org/>>. Acesso em: 11 jul. 2014.

CDB. Glossary of terms. [2014?]. Disponível em: <<http://www.cbd.int/invasive/terms.shtml>>. Acesso em: 26 maio 2014.

CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA. **Glossary of Terms.** [ca. 2014]. Disponível em: <<http://www.cbd.int/invasive/terms.shtml>> Acesso em: 26 maio 2014.

CLOUT, M. N. Biodiversity loss caused by invasive alien vertebrates. **Zeitschrift Fur Jagdwissenschaft**, Auckland, v. 48, p. 51-58, 2002. Supplement.

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

CUNHA, E. R.; DELARIVA, R. L. Introdução da rã-touro, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802): Uma revisão. **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v.4, n.2, p. 34-46, jul./dez. 2009.

COX, C. B.; MOORE, P. D. **Biogeografia: uma abordagem ecológica e evolucionária.** 7ª ed. Rio de Janeiro: LTC, 2009.

DEGGINGER, P. american-bullfrog-egg-mass-underwater.jpg. In: American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*). **Arkive.** [S.l.]: 20--? Disponível em: <<http://www.arkive.org/american-bullfrog/lithobates-catesbeianus/image-G138018.html>>. Acesso em: 03 abr. 2017.

ESPÍNOLA, L. A.; JÚLIO JR., H. F. Espécies invasoras: conceitos, modelos e atributos. **Interciência.** [S.l.]: v. 32, n. 09, set., 2007.

FERREIRA, C. M.; PIMENTA, A. G. C.; PAIVA NETO, J. S. Introdução à ranicultura. **Boletim Técnico do Instituto da Pesca**. São Paulo, v.33, 2002. 15p.

FICELOTA, G. F.; THUILLER, W.; MIAUD, C. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species – the American bullfrog. **Diversity and Distributions**, [S.l.], v.13, p. 476-485, 2007.

FISHER, M. 120411_img_8149.jpg. In: Infecções por fungos oferecem risco para agricultura e espécies ameaçadas. **Central Globo de Jornalismo**. São Paulo. 2012. Globo Natureza. 1 fotografia, color. Disponível em: <<http://g1.globo.com/natureza/noticia/2012/04/infecoes-por-fungos-oferecem-risco-para-agricultura-e-especie-ameacadas.html>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

FROST, D. R. **Amphibian Species of the World**: an Online Reference. American Museum of Natural History. New York, USA: Version 6.0, Electronic Database, 2017. Disponível em: <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>>. Acesso em: 13 abr. 2017.

FROST, D. R et al. The amphibian tree of life. **Bulletin of the American Museum of Natural History**. New York: n. 297, 370 p. Mar., 2006.

GIOVANELLI, J. G. R.; HADDAD, C. F. B.; ALEXANDRINO, J. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. **Springer**. Switzerland: 2007. doi: 10.1007/s10530-007-9154-5.

GRANT, T. et al. Diversidade reprodutiva e sucesso adaptativa: o caso dos anfíbios. In: JECKEL-NETO, E. A.; DE SOUZA, D. G. (Org.). **(R)Evolução de Darwin**. Porto Alegre: ediPUCRS. Cap. 08, p. 98-111, 2009.

GRÜNDLER, M. C. et al. Interaction between breeding habitat and elevation affects prevalence but not infection intensity of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Brazilian anuran assemblages. **Diseases of Aquatic Organisms**. Inter-Research. [S.l.]: v. 97, p. 173–184, jan., 2012. doi: 10.3354/dao02413.

HADDAD, C. F. B. Anfíbios. In: INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: p. 286-325, [2008?].

HALLIDAY, T. R. Amphibians. In: SUTHERLAND, W. J. (Ed.). **Ecological census techniques: a handbook**. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. cap. 7, p. 278-296.

HALLIDAY, T. R. Why amphibians are important? **Amphibian Conservation**. London, v. 49, p. 7-14, 2008.

HAMMERSON, G. *Rana muscosa*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2008. Disponível em: <dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T19177A8847938.en>. Acesso em : 20 jan. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2006**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 17 dez. 2014.

IÑIGUEZ, C. A.; MOREJÓN, F. J. Potential distribution of the American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Ecuador. **South American Journal of Herpetology**, [S.l.] v.7, n.2, p. 85-90, 2012.

INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. **Invasões biológicas**. 2003. Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br/download/midia/ambbr4.htm>>. Acesso em: 03 fev. 2016.

_____. **Análise de risco para vertebrados exóticos: *Lithobates catesbeianus***. Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br/download/AR%20Vertebrados/AR%20Lithobates%20catesbeianus.pdf>>. Acesso em: 03 fev. 2016.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES. Invasive Species Specialist Group. **IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species**. Gland, Switzerland: IUCN, 2000. Disponível em: <http://www.issg.org/pdf/guidelines_iucn.pdf>. Acesso em: 29 maio 2014.

_____. Position Paper. **Invasive alien species (Agenda Item 3.3)**. Gland, Switzerland: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 2008. Disponível em: <http://cmsdata.iucn.org/downloads/invasivealienspecies_cop9.pdf>. Acesso em: 29 maio 2014.

_____. Wildlife diseases threaten Europe's biodiversity. **IUCN**: Oct., 2013. Disponível em: <<https://www.iucn.org/content/wildlife-diseases-threaten-europe's-biodiversity>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

_____. IUCN SSC Amphibian Specialist Group. *Lithobates catesbeianus*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2015a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T58565A53969770.en>>. Acesso em: 20 fev. 2016.

_____. IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2015. *Rana aurora*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2015b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T58553A78906924.en>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

_____. Table 1: Numbers of threatened species by major groups of organisms (1996–2016). **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2016. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics>>. Acesso em: 10 abr. 2017.

JAMES, T. Y. et al. Disentangling host, pathogen, and environmental determinants of a recently emerged wildlife disease: lessons from the first 15 years of amphibian chytridiomycosis research. **Ecology and Evolution**. [S.l.]: v. 05, n. 18, p. 4.079-4.097, 2015. doi: 10.1002/ece3.1672.

JENKINSON, T. S. et al. Amphibian-killing chytrid in Brazil comprises both locally endemic and globally expanding populations. **Molecular Ecology**. [S.l.]: John Wiley & Sons Ltd, p. 01-19, 2016. doi: 10.1111/mec.13599.

JENNINGS, R.; HAMMERSON, G. *Lithobates fisheri*. **The International Union for Conservation of Nature and Natural Resources Red List of Threatened Species**. 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T19148A8842858.en>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

JOLY, C. A. et al. Biodiversity conservation research, training, and policy in São Paulo. **Science**, [S.l.]: v.328, n. 5984, p. 1358, June, 2010. Supplement. doi: 10.1126/science.1188639.

KOLBERT, E. **A sexta extinção: uma história não natural**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Intrínseca, 336 p. 2015.

KUHLMANN, E. Noções de biogeografia. **Boletim de Geografia**. Rio de Janeiro: v. 35, n. 254, p. 48-111, jul./ set. 1977.

KUZMIN, S. et al. *Bufo gargarizans*. **The International Union for Conservation of Nature and Natural Resources Red List of Threatened Species**. 2004a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T54647A11180910.en>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

KUZMIN, S. et al. *Pelophylax nigromaculatus*. **The International Union for Conservation of Nature and Natural Resources Red List of Threatened Species**. 2004b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T58679A11809026.en>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

LA MARCA, E. 1188301055_958235049_957470318_atelopus-soriano_i_la-marca.jpg. 1 fotografia, color. [198-?]. In: ESCOBAR, H. Quem se importa com os sapos? **O Estado de São Paulo**. São Paulo: fev., 2011. Ciência. Disponível em: <<http://ciencia.estadao.com.br/blogs/herton-escobar/quem-se-importa-com-os-sapos/>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

LEIVAS, P. T. **Nicho trófico e biologia reprodutiva da espécie invasora *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Amphibia: anura) em ambientes naturais**. 2010. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, 2010.

LIPS, K. et al. *Atelopus zeteki*. **The International Union for Conservation of Nature and Natural Resources Red List of Threatened Species**. 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T54563A11151286.en>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

LOCKWOOD, J. L.; HOOPES, M. F.; MARCHETTI, M. P. An introduction to invasion ecology. In: **Invasion ecology**. Oxford: Blackwell Publishing, 2007. cap. 1, p. 1-17.

LOWE, S. et al. **100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database**. Auckland: IUCN/ ISSG, 2000. 12p.

MAFFEI, F.; UBAID, F. K. **Amphibians of Rio Claro Farm, Lençóis Paulista, São Paulo, Brazil**. 1ª ed. Bauru, SP: Canal 6 Editora, 146 p. 2014.

MATTHEWS, S. et al. **Programa Global de Espécies Invasoras**. [S.l.], GISP, 2005, 80 p. Edited by Kobie Brand.

MCGEOCH, M. A. et al. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. **Diversity and Distributions**, [S.l.], v.16, p. 95-108, 2010.

MEDEIROS, C. I. **Invasão de nicho acústico e diversidade funcional acústica em ambientes invadidos pela rã-touro *Lithobates catesbeianus***. 2015. 126 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2015.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots Revisitados. As regiões biologicamente mais ricas e ameaçadas do planeta**. Conservação Internacional. [S.l.]: CEMEX, 19 p. 2005.

MOYLE, P. B. Effects of introduced bullfrogs, *Rana catesbeiana*, on the native frogs of the San Joaquin Valley, California. **Copeia**. American Society of Ichthyologists and Herpetologists (ASIH). JSTOR. [S.l.]: n. 01, p. 18-22, Mar., 1973. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1442351>>. Acesso em: 15 mar. 2016.

PREUSS, J. F. et al. *Batrachochytrium dendrobatidis* in near threatened and endangered amphibians in the southern Brazilian Atlantic Forest. **North-Western Journal of Zoology**. Oradea, Romania: article n. 142504, p. 1-11, 2015.

ROACH, J. Invading bullfrogs appear nearly unstoppable. **National Geographic News**. Washington, DC: 28 Sept. 2004. Disponível em: <<http://www.news.nationalgeographic.com/news/PF/87686364.html>>. Acesso em: 28 mar. 2014.

RODRIGUES, C. A. G. et al. Áreas potenciais para a criação de rã-touro gigante *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) na região Sudeste do Brasil. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. Embrapa. 1ª ed. v. 12 Campinas, SP: 38 p. 2010.

RODRIGUEZ, D. R. et al. Long-term endemism of two highly divergent lineages of the amphibian-killing fungus in the Atlantic Forest of Brazil. **Molecular Ecology**. John Wiley & Sons Ltd. [S.l.]: v. 23, p. 774–787, 2014. doi: 10.1111/mec.12615.

ROSENBLUM, E. B. et al. Complex history of the amphibian-killing chytrid fungus revealed with genome resequencing data. **PNAS**. [S.l.]: v. 110, n. 23, p. 9385-9390, June, 2013. doi/10.1073/pnas.1300130110.

ROSSA-FERES, D. C. et al. Herpetofauna. In: SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, FAPESP, 2008. Cap. 6.3, p. 83-94.

ROSSA-FERES, D. C. et al. Anfíbios do Estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. **Biota Neotropica**. [S.l.], v. 11, 2011. Suplemento.

SABINO, J.; PRADO, P. I. K. L. Vertebrados. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade brasileira**. Brasília: [2002?]. cap. 06, p. 55-143.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**. ICMBio. [S.l.]: v. 03, n. 02, p. 32-49, 2013.

SANTOS-BEZERRA, G. et al. *Lithobates catesbeianus*. In: **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2014.3. IUCN. [S.l.], 2014. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 15 out. 2014.

SANTOS-BEZERRA, G.; HAMMERSON, G.; FELLERS, G. *Rana boylei*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T19175A8847383.en>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

SAVAGE, J.; POUNDS, J.; BOLAÑOS, F. *Incilius periglenes*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3172A9654595.en>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

SÃO PAULO. Secretaria de Agricultura e Abastecimento. **I Simpósio Brasileiro de Ranicultura e II Ciclo de Palestras sobre Ranicultura do Instituto da Pesca**. Boletim Técnico do Instituto da Pesca. São Paulo: n. 34, nov., 2003.

SCHLOEGEL, L. M. et al. The North American bullfrog as a reservoir for the spread of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Brazil. **Animal Conservation**, London, v.13, n. 1, p. 53-61, 2009. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-1795.2009.00307.x/pdf>>. Acesso em: 27 mar. 2014.

SEGALLA, M. V. et al. Brazilian amphibians: List of species. **Sociedade Brasileira de Herpetologia**. 2012. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Acesso em: 28 jul. 2014.

SEGALLA, M. V. et al. 2014. Brazilian amphibians: list of species. **Herpetologia Brasileira**. [S.l.], v. 3, n. 2, p. 37-48, jul. 2014.

SEGALLA, M. V. et al. Brazilian Amphibians: List of Species. **Herpetologia Brasileira**. v. 05, n. 02, p. 34-46, jul., 2016.

SILVA, E. T. A rã-touro norte-americana (*Lithobates catesbeianus*), uma espécie invasora no Brasil. **Revista de Ciências**. [S.l.]: v. 07, n. 01, p. 33-48, 2016.

SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**. [S.l.]: v. 01, n. 01, p. 79-86, jul., 2005.

SNOW, N.; WITMER, G. American bullfrogs as invasive species: a review of the introduction, subsequent problems, management options, and future directions. **USDA National Wildlife Research Center**. Staff Publications. Nebraska: p. 86-89, 2010. Disponível em: <http://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/1288>. Acesso em: 13 dez. 2016.

SOUZA, R. C. C. L.; CALAZANS, S. H.; SILVA, E. P. Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. **Espécies Invasoras**. [S.l.]: p. 35-41, 2009.

SPITZEN – VAN DER SLUIJS, A. M.; ZOLLINGER, R. **Literature review on the American bullfrog *Rana catesbeiana* (Shaw, 1802)**. Stichting RAVON, Nijmegen, Netherlands: 33 p. 2010.

TEIXEIRA, W. et al. (Org.). **Decifrando a Terra**. 2ª ed. São Paulo: Companhia Editora Nacional. 623 p. 2009.

TOLEDO, L. F. et al. The occurrence of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Brazil and the inclusion of 17 new cases of infection. **South American Journal of Herpetology**. [S.l.]: v. 01, n. 03, p. 185-191, 2006.

TV TEM. Criação de rãs. **Rede Globo de Televisão**. Nosso Campo. dez., 2014. 3 imagens, color. Disponível em: <<http://g1.globo.com/sao-paulo/sorocaba-jundiai/nosso-campo/videos/v/criacao-de-ras/3838103/>>. Acesso em: 10 abr. 2017.

VAN DIJK, P. P. et al. *Fejervarya limnocharis*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2004. (errata version published in 2016). Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/details/58275/0>>. Acesso em: 25 jan. 2017.

VIEIRA, M. I. **Rã touro gigante**: características e reprodução. São Paulo: INFOTEC, 1984. 80p.

WAKE, D. B.; VREDENBURG, V. T. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. **The National Academy of Sciences of the USA**. PNAS. [S.l.]: v. 105, p. 11466–11473, Aug., 2008. Supplement 1. Disponível em: <www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0801921105>. Acesso em: 23 dez. 2016.

WOEHL JR, G.; WOEHL, E. N. **Anfíbios da Mata Atlântica**. Instituto Rã-Bugio para Conservação da Biodiversidade. Jaraguá do Sul, SC: 61 p. [200-?].

WU, Z. et al. Diet of introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*): Predation on and diet overlap with native frogs on Daishan Island, China. **Journal of Herpetology**. [S.l.]: v. 39, n. 04, p. 668-674, December 2005. doi: 10.1670/78-05N.1.

YOUNG, B. E. et al. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. **Conservation Biology**. [S.l.], v. 15, n. 5, Oct. 2001

ANEXOS

ANEXO A – Glossário de Termos CDB

GLOSSARY OF TERMS		
Term	Source	Definition
Alien invasive species	CBD*	See definition for ‘invasive alien species’.
Alien invasive species	IUCN	Means an alien species which becomes established in natural or semi-natural ecosystems or habitat, is an agent of change, and threatens native biological diversity.
Alien species	CBD*	A species, subspecies or lower taxon, introduced outside its natural past or present distribution; includes any part, gametes, seeds, eggs, or propagules of such species that might survive and subsequently reproduce
Alien species	IUCN	(non-native, non-indigenous, foreign, exotic) means a species, subspecies, or lower taxon occurring outside of its natural range (past or present) and dispersal potential (i.e. outside the range it occupies naturally or could not occupy without direct or indirect introduction or care by humans) and includes any part, gametes or propagule of such species that might survive and subsequently reproduce
Alien species	UNEP-WCMC	A species occurring in an area outside of its historically known natural range as a result of intentional or accidental dispersal by human activities (also known as an exotic or introduced species)
Exotic species	ICES	See definition for ‘introduced species’
Exotic species	IUCN	See definition for ‘alien species’
Exotic species	UNEP-WCMC	An organism that exists in the free state in an area but is not native to that area. Also refers to animals from outside the country in which they are held in captive or free-ranging populations.
Foreign species	IUCN	See definition for ‘alien species’
Indigenous species	ICES	Indigenous (=native) species: a species or lower taxon living within its natural range (past or present) including the area which it can reach and occupy using its natural dispersal systems (modified after CBD, GISP)
Introduced species	ICES	Introduced species (= non-indigenous species, = exotic species): Any species transported intentionally or accidentally by a human-mediated vector into aquatic habitats outside its native range. Note: Secondary introductions can be transported by human-mediated or natural vectors.
Introduced species	UNEP-WCMC	See definition for alien species

Continua

Conclusão

Term	Source	Definition
Introduction	Bern Convention	"introduction" means deliberate or accidental release, into the environment of a given territory, of an organism belonging to a non-native taxa (species or lower taxa that has not been observed as a naturally occurring and self-sustaining population in this territory in historical times)"
Invasive alien species	CBD*	"An alien species whose introduction and/or spread threaten biological diversity (For the purposes of the present guiding principles, the term ""invasive alien species"" shall be deemed the same as ""alien invasive species"" in decision V/8 of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity)."
Native species	Bern Convention	"... species native to a given territory means a species that has been observed in the form of a naturally occurring and self-sustaining population in historical times; ""species"" in the sense of this Recommendation refers both to species and to lower taxonomic categories, subspecies, varieties, etc. (thus, for instance, the release of a different non-native subspecies into a given territory should also be considered as an introduction)"
Native species	ICES	See definition of 'indigenous species'
Native species	IUCN	(indigenous) means a species, subspecies, or lower taxon, occurring within its natural range (past or present) and dispersal potential (i.e. within the range it occupies naturally or could occupy without direct or indirect introduction or care by humans.)
Native species	UNEP-WCMC	Plants, animals, fungi, and microorganisms that occur naturally in a given area or region
Non-indigenous species	ICES	See definition for 'introduced species'
Non-indigenous species	IUCN	See definition for 'alien species'
Non-native species	IUCN	See definition for 'alien species'
Transferred species	ICES	Transferred species (= transplanted species): Any species intentionally or accidentally transported and released within areas of established populations, and continuing genetic flow where it occurs.
Transplanted species	ICES	See definition for 'transferred species'

Fonte: CDB, [2014?] Disponível em: <<http://www.cbd.int/invasive/terms.shtml>>. Acesso em: 26 Maio 2014.

ANEXO B - Análise de risco para vertebrados exóticos: *Lithobates catesbeianus*

INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL				
RESULTADO			Recomendação	
	Pontuação: 93,3	Avaliação válida (>70% das perguntas respondidas), RISCO MUITO ALTO		
Análise de Risco para Vertebrados Exóticos			<i>Lithobates catesbeianus</i>	
Seção	Grupo	Questão	Resposta	
Características biológicas e ecológicas				
A	Mecanismos Reprodutivos	1.01	O táxon apresenta cuidado parental (os pais cuidam dos filhotes)?	não
		1.02	O táxon consegue se reproduzir em um curto espaço de tempo (menos de 1 ano)?	sim
		1.03	O táxon se reproduz ao longo de todo o ano?	sim
		1.04	O táxon produz um grande número de filhotes ou prole a cada ciclo reprodutivo (mais de três)?	sim
	Grupo Alimentar	2.01	O táxon é carnívoro?	sim
		2.02	O táxon é capaz de passar longos períodos sem alimentação?	sim
		2.03	O táxon alimenta-se de ou degrada vegetação (por exemplo, faz compactação)?	não
		2.04	O táxon é onívoro ou generalista (come mais de um item alimentar)?	sim
	Interações Ecológicas	3.01	O táxon é agressivo ou preda outros animais?	sim
		3.02	O táxon defende os recursos (ninho ou alimento) em seu território?	não
		3.03	Algum predador natural efetivo do táxon está presente na região?	não
		3.04	O táxon utiliza algum recurso (alimento, espaço, abrigo) que causa algum tipo de competição com a fauna nativa?	sim
		3.05	O táxon possui alguma estratégia de resistência a situações adversas (hibernação, reprodução precoce, mudança de pêlo ou pena no inverno)?	sim
Habitat	4.01	O táxon consegue percorrer longas distâncias?	sim	
	4.02	O táxon é capaz de viver em habitats antropizados (como jardins ou plantações)?	sim	
	4.03	O táxon é capaz de viver em ambientes com grandes variações de temperatura, umidade ou suportar estresse?	sim	
Aspectos biogeográficos				
B	Ocorrência	5.01	O táxon apresenta histórico de introduções repetidas fora da sua área de distribuição natural - introduções intencionais ?	sim
		5.02	Há registro de que o táxon esteja estabelecido fora da sua área de ocorrência natural historicamente conhecida?	sim
		5.03	O táxon apresenta endemismo na sua região de origem?	não
		5.04	Existem registros antigos de ocorrência deste táxon em cativeiro, fora da sua área de distribuição natural?	sim
		5.05	Há registro de que a espécie seja invasora em ambientes fora da sua área de distribuição natural?	sim
Aspectos sociais e econômicos				
C	Importância Econômica do táxon	6.01	O táxon pode ser (ou é) utilizado na produção animal, criadouros ou em cultivos?	sim
		6.02	O táxon tem algum atrativo ornamental que incentive o seu cultivo ou criação em cativeiro?	sim
		6.03	Há ocorrência deste táxon em ambientes próximos aos seus cultivos (ou existem registros de fuga dos cultivos - introduções involuntárias)?	sim
	Risco a Pessoas	7.01	O táxon é agressivo com as pessoas ou há algum registro de acidente?	não
		7.02	O táxon é capaz de inocular toxinas ou possui algum tipo de veneno que possa afetar pessoas?	não
		7.03	O cultivo deste táxon pode trazer algum prejuízo à saúde pública ou colocar pessoas em risco (seja através da fuga ou de dejetos dos animais)?	não
Características potencializadoras de risco				
D	Contaminação por Patógenos e Parasitas	8.01	O táxon é suscetível a, ou poderia transmitir, alguma doença ou parasita para outras espécies da fauna nativa?	não
		8.02	Existem registros de epidemias neste táxon (ou no gênero) causadas por vírus, protozoários, fungos ou outros parasitas em outras regiões?	
	Classe	9.01	O táxon é um mamífero, ave, anfíbio ou réptil?	anfíbio
	Atributos de Persistência	10.01	Alguma população selvagem da espécie se alimenta ou causa dano à produção agrícola? (incluindo danos causados por poluição com fezes e urina ou atividades nidícolas)	não
		10.02	O táxon poderia dispersar plantas daninhas ou invasoras?	sim
		10.03	O táxon é utilizado para alimentação humana?	sim
		10.04	O táxon poderia deformar ou causar algum dano físico a construções ou estruturas (cercas, casas, sistemas de luz e água, outros equipamentos)?	não
		10.05	É possível e fácil encontrar uma forma de controle eficaz com custos razoáveis?	não
	Uso e comércio	11.01	Existem cultivos ou lojas que comercializam legalmente este táxon?	não
		11.02	Existe um grande número de pessoas que comercializam, usam ou cultivam este táxon no país (incluindo o tráfico de animais)?	sim
		11.03	Há facilidade de emissão de guias de transporte animal para proprietários de cultivos?	
11.04		Existem incentivos do governo para o cultivo ou comercialização deste táxon ?	sim	

Fonte: INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 2016.