

Seminário Regional de
**Espécies
Exóticas
Invasoras**



PR • SC • RS

ANAIS



Porto Alegre/RS

2020

Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura

Departamento de Biodiversidade

Programa Estadual de Controle de Espécies Exóticas Invasoras

Avenida Borges de Medeiros, 261 – 11º andar

90020-021 – Porto Alegre/RS

Telefone: (51) 3288.8172

<https://sema.rs.gov.br/programa-invasoras-rs>

**Anais do
Iº Seminário Regional
de Espécies
Exóticas Invasoras
PR – SC – RS**

03 de dezembro de 2019

Teatro Dante Barone

Assembléia Legislativa do Rio Grande do Sul

Porto Alegre, RS, Brasil

Comissão Organizadora

Clarissa Bertoldo Bandeira
Dennis Nogarolli Marques Patrocínio
Luiza Lopes Bicca
Raquel Pretto

Organização do conteúdo

Raquel Pretto
Luis Fernando Carvalho Perelló

Colaboradores

Jan Karel Felix Mähler Junior
Patrick Colombo

Projeto gráfico e diagramação

Raquel Pretto

Os trabalhos apresentados são de responsabilidade dos autores.
É permitida a reprodução parcial do conteúdo desde que citada a fonte.

- S471a Seminário Regional de Espécies Exóticas Invasoras, PR, SC, RS (2019: Porto Alegre, RS).
Anais [do] Seminário Regional de Espécies Exóticas Invasoras, PR, SC, RS, 03 de dezembro de 2019 / organização: Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado do Rio Grande do Sul, Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina, Instituto Ambiental do Paraná. - Porto Alegre: SEMA, 2020.
193 p.
1. Espécies Exóticas - Região Sul – Brasil. 2. Espécies Invasoras – Região Sul – Brasil. I. Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina. II. Instituto Ambiental do Paraná. III. Título.

CDU 504.7

Apresentação

Os seres vivos, uma vez introduzidos fora de sua área de distribuição natural, podem tornar-se uma ameaça aos ecossistemas, aos habitats ou à outras espécies. Com enorme potencial de se adaptar ao ambiente e reproduzir-se, as espécies exóticas invasoras causam impactos negativos ao meio ambiente, à saúde e aos sistemas produtivos. Para compreendermos a dimensão do problema que estamos enfrentando, no Estado do Rio Grande do Sul 100 espécies exóticas são reconhecidas como invasoras (Portaria SEMA n.º 79/2013¹), em Santa Catarina são 107 espécies (Resolução CONSEMA n.º 08/2012²) e no Paraná 226 espécies (Portaria IAP n.º 59/2015³).

Com o propósito de abrir uma ampla discussão sobre a temática das espécies exóticas invasoras, foi realizado o I Seminário Regional de Espécies Exóticas Invasoras na cidade de Porto Alegre no dia 03 de dezembro de 2019. Promovido pelo Programa Estadual de Controle de Espécies Exóticas Invasoras – INVASORAS RS vinculado à Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado do Rio Grande do Sul em cooperação com o Instituto de Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina – IMA e Instituto Ambiental do Paraná – IAP. Para alcançar a amplitude e envolvimento desejados, a programação do Seminário contou com palestrantes da esfera pública, representantes do setor produtivo e da academia.

As instituições de pesquisa compuseram um dos Painéis do Seminário com a apresentação oral de quatro dentre os trabalhos encaminhados. A submissão dos resumos expandidos teve por objetivo complementar o conteúdo do Seminário. Compilar e divulgar as pesquisas atualmente realizadas sobre as espécies exóticas invasoras são uma das formas de difundir, aplicar e enriquecer o conhecimento gerado, além de divulgar quem são as pessoas engajadas com o tema da invasão biológica. A troca de conhecimento e a realização de ações conjuntas é fundamental para o combate às espécies exóticas invasoras.

¹<https://sema.rs.gov.br/programa-invasoras-rs>

²<http://ima.sc.gov.br/index.php/ecosistemas/biodiversidade/especies-exoticas-invasoras>

³<http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=811>

Todos os resumos que atenderam aos propósitos do edital do Seminário foram considerados e estão aqui publicados. Não houve seleção ou revisão dos mesmos para esta publicação. O conteúdo exposto é de responsabilidade do seu respectivo autor, devidamente identificado em cada trabalho. Para uma melhor apresentação, optamos por agregá-los em três conjuntos conforme o seu assunto principal: detecção, controle e monitoramento. Todos os trabalhos possuem endereço eletrônico para que você possa fazer contato com o autor.

Desejamos a todos uma boa leitura!

Atenciosamente,

Comissão Organizadora

Sumário

Capítulo I – Detecção	1
Herpetofauna exótica e invasora da região sul do Brasil	2
Registro da ocorrência de tartaruga-do-ouvido-vermelho (<i>Trachemys scripta elegans</i>) em lagos no Campus da Universidade Luterana do Brasil (ULBRA – Canoas).....	6
Primeiro registro de larvas da carpa-comum (<i>Cyprinus carpio</i>) na bacia hidrográfica do rio Jacuí, sul do Brasil.....	9
Nova ocorrência de <i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker 1856) (Bivalvia, Mytilidae) no rio Ibicuí-RS, Brasil	13
Novos registros de hidromedusas exóticas (Cnidaria, Hydrozoa) no estuário da Lagoa dos Patos e costa adjacente.....	17
Registro de ocorrência de <i>Talitroides topitotum</i> (Burt, 1934) (Crustacea: Amphipoda: Talitridae) em fragmento de mata na área urbana de Caxias do Sul, RS	21
Espécies Exóticas e Exóticas Invasoras presentes na Região da Foz do Rio Itajaí-Açu, município de Itajaí, Santa Catarina	24
Lagostim Invasor: Aspectos ecofisiológicos de machos reprodutivos e não reprodutivos de <i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852).....	27
Espécies invasoras de insetos pertencentes à família Bostrichidae, interceptados em embalagens de madeira nos principais Portos da Região Sul.....	31
Situação do javali nas Unidades de Conservação do Rio Grande do Sul	34
Dieta de <i>Sus scrofa</i> e suas implicações na agropecuária e na biodiversidade no Brasil.	37
Avaliação de tuberculose em suídeos asselvajados no Rio Grande do Sul	40
Legislações de vigilância sanitária para Peste Suína Clássica em suídeos asselvajados no Brasil e os resultados do Estado do Rio Grande do Sul	44
Relato de espécies de ectoparasitos em javalis no Rio Grande do Sul	47
Panorama da assembleia da avifauna exótica invasora em Osório, cidade-sede do Litoral Norte gaúcho.....	49

Aves consumidoras de frutos de <i>Morus alba</i> L. (Moraceae) e avaliação do potencial invasor da espécie	52
Detecção e monitoramento remoto da dispersão de árvores exóticas em dunas litorâneas do Rio Grande do Sul	56
Avaliação da distribuição geográfica de <i>Casuarina equisetifolia</i> L. e <i>Carpobrotus</i> sp. N.E.Br no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil.....	59
Ocorrência de <i>Hovenia dulcis</i> Thunb. (uva-do-japão) e <i>Pinus</i> spp. L. (pinus) em Sistemas Agroflorestais no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil	62
Quantificação de indivíduos de <i>Hovenia dulcis</i> no Rio Lageado Pardo no município de Frederico Westphalen, RS	65
Interações entre a mastofauna e <i>Hovenia dulcis</i> Thunb. (Rhamnaceae) em duas áreas de mata atlântica no sul do Brasil	68
Interação entre pseudofrutos não mirmecocóricos de <i>Hovenia dulcis</i> Thunb. (Rhamnaceae) e formigas (Hymenoptera: Formicidae) em área de Mata Atlântica, RS, Brasil	72
A presença de <i>Hovenia dulcis</i> Thunb. (Rhamnaceae) influencia a comunidade edáfica? Estudo de caso na REBIO Mata Paludosa, Itati, RS.....	76
Ensaio de ecotoxicidade com <i>Eisenia fetida</i> para avaliação de solo de área impactada pela <i>Hovenia dulcis</i> Thunberg.....	78
Comércio de mel de uva-do-japão na Região Metropolitana de Porto Alegre, RS.....	81
Diagnóstico das espécies da flora exótica presentes no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul	84
Estrutura populacional de <i>Pittosporum undulatum</i> no Jardim Botânico da UFSM	87
Dispersão ornitocórica de <i>Pittosporum undulatum</i> Vent. na Floresta Estacional Semidecidual da Encosta do Sudeste, RS	91
Alterações da Paisagem do Campo Nativo do Rio Grande do Sul em virtude da presença do capim-annoni	95
Palinologia como ferramenta de identificação de Espécies Exóticas	98

Capítulo II – Controle	101
Avaliação de técnicas para o controle da gramínea invasora <i>Urochloa decumbens</i> , nos Campos Sulinos	102
Gerenciando o controle de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação de proteção integral	106
Controle de <i>Psidium guajava</i> L. em Unidade de Conservação no Rio Grande do Sul ..	110
Invasão biológica e manejo de <i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton no Parque Estadual da Quarta Colônia – RS.....	113
O uso do fogo para controlar invasão por pinus: estudo de caso no Parque Nacional da Lagoa do Peixe	117
Estratégia para prevenção e controle de invasão de <i>Pinus</i> spp. em Unidade de Conservação	121
Investigação ecopedagógica da estrutura populacional de <i>Pinus elliottii</i> Engelm. e sustentabilidade na A.R.I.E. Henrique Luiz Roessler-NH (Parcão-N.H.)	125
Projeto de metodologia para o controle de <i>Lithobates castesbeianus</i> (rã-touro) na Área Protegida con Recursos Manejados Humedales de Santa <i>Lucía</i> do Uruguai.....	129
Subsídios para a gestão da invasão de <i>Oreochromis niloticus</i> em um complexo lagunar costeiro	133
Presença e proposta de manejo da espécie invasora <i>Micropterus salmoides</i> (Centrarchiformes: Centrarchidae) na Reserva Particular do Patrimônio Natural Pró-Mata, Rio Grande do Sul, Brasil.....	137
Metodologia integrada de elaboração de Plano de Ação para Controle e Erradicação de javalis (<i>Sus scrofa</i>) no Parque Estadual Fritz Plaumann, Concórdia, Santa Catarina	140
Manejo e destinação de animais silvestres exóticos invasores atendidos para recuperação em estabelecimentos credenciados no Rio Grande do Sul	144
Controle de pombos no Porto de Santos: uma etnografia das relações entre humanos e animais.....	147
Capítulo III – Monitoramento	150
Sistema Integrado de Manejo de Fauna.....	151

Monitoramento da presença de javali (<i>Sus scrofa</i>) na Estação Ecológica Estadual Aratinga –RS.....	154
Plano Nacional do mexilhão-dourado: prevenção, controle e monitoramento de uma espécie exótica invasora	157
Quinze anos de pesquisa sobre o molusco invasor mexilhão-dourado <i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857) na porção límnic do Canal São Gonçalo.....	160
Assentamento de <i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857) nos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Campos Novos e Itá	164
O histórico e impacto das ações de controle da invasão de <i>Tubastraea coccínea</i> em Santa Catarina	167
Monitoramento da espécie exótica invasora <i>Axis axis</i> , (Artiodactyla: Cervidae), no Parque Estadual Espinilho Rio Grande do Sul.....	171
Plano de restauração ecológica em áreas pós-controle de gramíneas exóticas invasoras no Parque Estadual Quarta Colônia, RS.....	175
Mapeamento espaço-temporal da presença de <i>Pinus</i> sp. no extremo norte do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, em área de campo de dunas.....	179
Avaliação temporal da dispersão de <i>Pinus</i> sp. e da dinâmica do uso e cobertura do solo no entorno da Lagoa do Paurá, São José do Norte, RS	183
O potencial de crescimento de uma árvore invasora <i>Pittosporum undulatum</i> em uma plantação de espécies nativas.....	186
Índice de Área Foliar de <i>Pittosporum undulatum</i> em um fragmento florestal no Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria.....	190

Capítulo I – Detecção

É de extrema importância o reconhecimento das espécies exóticas consideradas invasoras, ou seja, aquelas que apresentam risco às outras espécies presentes no meio.

É um requisito para iniciarmos a fala sobre o tema da invasão biológica.

A detecção envolve, além da identificação da espécie, o levantamento de seus impactos associados. É a partir da detecção, e principalmente da detecção precoce para os casos ainda passíveis de erradicação, que as ações de manejo para o controle das espécies exóticas invasoras poderão ser então tomadas.

Herpetofauna exótica e invasora da região sul do Brasil

Camila Both ^{1*}, Érica Fonseca ², Sonia Cechin ²

¹ Departamento Interdisciplinar do Campus Litoral Norte da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Tramandaí, RS, Brasil. * camilaboth@gmail.com

² Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Animal da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil

PALAVRAS-CHAVE: Pets, dívida de invasão, anfíbios, répteis

INTRODUÇÃO

As atividades humanas relacionadas à extensão do comércio internacional, redes de transporte e turismo aumentaram a frequência e o volume de introdução de espécies exóticas (Meyerson e Mooney, 2007). Como consequência, esses fatores impulsionaram o surgimento de novas invasões biológicas. Quanto mais espécies introduzidas (pressão de colonização), maiores as chances de pelo menos uma encontrar condições adequadas para seu estabelecimento (Catford et al., 2009). Nos primeiros estágios do contínuo da invasão (Blackburn et al., 2011), as espécies dependerão de uma alta pressão de propágulo (número de indivíduos introduzidos em diferentes eventos de introdução) para a manutenção de populações pequenas e fragmentadas (Blackburn et al., 2015). Como as pressões de propágulos e colonização estão relacionadas a intensidade das atividades humanas, países emergentes tendem a ser mais suscetíveis a novas invasões (Seebens et al., 2018). No Brasil, o aumento do número de répteis e anfíbios exóticos, incluindo populações estabelecidas, tem sido relatada nos últimos anos (Salles e Silva-Soares, 2010; Fonseca et al., 2014; Prates et al., 2016). A maior parte dos registros da herpetofauna exótica e invasora são encontradas na região sudeste e sul do país (Fonseca et al., 2019). De acordo com o conceito de "dívida de invasão", os impactos das espécies recém-introduzidas só serão detectados no futuro, devido a uma fase de "defasagem", na qual as espécies permanecem em pequenas quantidades por um período até se tornarem invasivas (Richardson, 2011). Portanto, prevenir novas introduções é a melhor maneira de evitar novas invasões. Para tal, a identificação das espécies exóticas em uma determinada área e os principais caminhos de introdução é um passo importante para definir prioridades para tomada de decisão. Neste trabalho identificamos os répteis e anfíbios exóticos encontrados na região sul do Brasil e analisamos suas distribuições, finalidade da introdução e o histórico de introdução.

METODOLOGIA

Realizamos um levantamento dos anfíbios e répteis exóticos encontrados na região sul do país, incluindo todas as espécies introduzidas fora da área de sua distribuição natural, pertencentes a todos os estágios de invasão (ver Blackburn et al., 2011). O levantamento de dados foi realizado em fontes diversas: literatura científica, dissertações e teses, resumos de congressos, documentos técnicos e legais do

governo, coleções zoológicas, bancos de dados on-line e informações de especialistas. Incluímos também informações de artigos de jornais e sites, que embora incomuns, são importantes para rastrear espécies exóticas comercializadas ou criadas ilegalmente como animais de estimação. O levantamento dos dados foi realizado entre junho de 2016 a julho de 2017. Cada registro foi verificado quanto a finalidade da introdução (acidental, comércio de animais de estimação, alimentação ou indeterminado) e estado e município de ocorrência. Além disso, para cada táxon verificamos sua presença na base de dados nacional de espécies exóticas invasoras, a I3N Brasil (I3N, 2017) e/ou no banco de dados internacional *Global Invasive Species Database* (GISD/ISSG) e *Delivering Alien Invasive Species In Europe* (DAISIE). Esses bancos de dados têm por objetivo inventariar as espécies que são invasivas ou potencialmente invasivas, na Europa (DAISIE) e no mundo (GISD), e fornecer informações para prevenção e controle das invasões. Devido à dificuldade de se obter localização exata de grande parte dos registros, utilizamos os municípios como unidades geográficas padrão, georeferenciados pelo centróide com o *Google Earth* (*Version 7.1.8.3036*, Google Inc.), que mantém uma extensão do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Consideramos como nativas apenas as espécies encontradas na lista da Sociedade Brasileira de Herpetologia (Costa e Bérnils, 2015; Segalla et al., 2016). Para nomenclatura adotamos Frost (2017) e Uetz et al. (2017). Optamos por incluir apenas as unidades taxonômicas identificadas a nível de espécies devido às inconsistências taxonômicas nas unidades intraespecíficas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram encontrados um total de 483 registros de 25 anfíbios e répteis exóticos e invasores na região sul do Brasil. Doze espécies foram encontradas no estado do Paraná, 13 no Rio Grande do Sul e 11 em Santa Catarina. Quatro espécies são consideradas invasoras no Brasil pelo Instituto Hórus, oito espécies são invasoras ou consideradas potencialmente invasoras na Europa pela DAISIE e sete são listadas pela ISSG/GISD. O histórico de estabelecimento é um critério utilizado em avaliações de risco de invasão por indicar a presença de atributos específicos importantes para uma invasão sucesso (Bomford et al., 2005). A riqueza de espécies exóticas e invasoras encontrada compreende, principalmente, répteis Squamata, sendo 10 (40%) serpentes e oito (32%) lagartos. Para os Testudines foram encontradas quatro (16%) espécies, apenas duas (8%) para os Anura, e uma única (4%) espécie para os Crocodylia. Esses resultados coincidem com a riqueza da herpetofauna estabelecida em todo o mundo, e refletem um padrão ligado ao movimento de espécies pelo comércio de animais de estimação (Capinha et al., 2017). De fato, o comércio de animais de estimação é responsável pela introdução da maior parte das espécies exóticas (68%) encontradas na região sul do Brasil. Outras duas espécies foram acidentalmente introduzidas e uma está relacionada ao consumo humano. Não foi possível identificar a via de introdução para quatro espécies. *Pantherophis guttatus* e *Trachemys scripta* são as espécies mais frequentemente introduzidas pelo comércio de animais de estimação na região e em todo o país (Fonseca et al., 2019). Ambas espécies são consideradas exóticas invasoras pelo estado do Rio Grande do Sul.

Apesar do número baixo de espécies introduzidas acidentalmente e relacionadas ao consumo humano, juntas, essas vias correspondem a (89.23%) dos registros. Esses registros estão ligados a introdução acidental do gecko, *Hemidactylus mabouia*, durante a colonização do país, e a rã-touro, *Lithobates catesbeianus*, introduzida na década de 1930 para produção de carne. Atualmente, ambas as espécies são invasoras e amplamente distribuídas e abundantes no Brasil (Rocha et al., 2011; BOTH et al., 2014). Se hoje essas espécies são disseminadas e invasivas no Brasil, as atuais introduções de animais de estimação representam uma ameaça iminente. Isso porque, de acordo a "dívida de invasão", o impacto das introduções recentes nos padrões de riqueza de espécies exóticas será mais evidente no futuro (Essl et al., 2011).

CONCLUSÃO

Concluimos que a as introduções de répteis e anfíbios exóticos na região sul do Brasil estão relacionadas predominantemente ao comércio de animais de estimação. Esse resultado contribui para direcionar esforços para a vigilância e prevenção da introdução de espécies exóticas na região, evidenciando a necessidade de melhorias na fiscalização e regulamentação do comércio da vida selvagem nativa e exótica.

(EF recebeu bolsa de estudos fornecida pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). CB e SC foram apoiados pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; Protocolo 150621/2018-3 e 309095/2016-6, respectivamente.)

LITERATURA CIENTÍFICA

Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., ... Richardson, D. M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>

Blackburn, T. M., Lockwood, J. L., Cassey, P. 2015. The Influence of numbers on invasion success. *Molecular Ecology*, 24, 1942–1953. <https://doi.org/10.1111/mec.13075>

Bomford M.; Kraus, F.; Braysher, M.; Walter, L.; Brown, L. 2005 Risk assessment model for the import and keeping of exotic reptiles and amphibians. A report produced for the Department of Environment and Heritage. Bureau of Rural Sciences, Canberra.

Both, C., Madalozzo, B., Lingnau, R., Grant, T. 2014. Amphibian richness patterns in Atlantic Forest areas invaded by American bullfrogs. *Austral Ecology*, 39(7), 1–11. <https://doi.org/10.1111/aec.12155>

Capinha, C., Seebens, H., Cassey, P., García-Díaz, P., Lenzner, B., Mang, T., ... Essl, F. 2017. Diversity, biogeography and the global flows of alien amphibians and reptiles. *Diversity and Distributions*, 23, 1313–1322. <https://doi.org/10.1111/ddi.12617>

Catford, J.A.; Jansson, R.; Nilsson, C. 2009. Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, 15, 22–40. 2009. doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00521.x .Costa, H. C.,

- Bérnils, R. S. 2018. Répteis do Brasil e suas unidades federativas: Lista de espécies. *Herpetologia Brasileira*, 7(1), 11–57.
- Essl, F., Dullinger, S., Rabitsch, W., Hulme, P. e., Hulber, K., Jarosik, V., ... Pysek, P. 2011. Socioeconomic legacy yields an invasion debt. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 203–207. <https://doi.org/10.1073/pnas.1011728108>
- Fonseca, E., Marques, R., Tinôco, M. S. 2014. New records of *Pantherophis guttatus* in the state of Bahia, an alien species to Brazil. *Salamandra*, 50, 241–244
- Fonseca, É.; Both, C.; Cechin, S. Z. 2019. Introduction pathways and socio-economic variables drive the distribution of alien amphibians and reptiles in a megadiverse country. *Divers Distrib.* 00:1–12. <https://doi.org/10.1111/ddi.12920>
- Frost, D. R. 2017. Amphibian species of the World: An online reference. Version 6.0. Retrieved from <http://research.amnh.org/herpetology/am-phia/index.html>
- Meyerson, L. A., Mooney, H. A. 2007. Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 199–208. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[199:IASIAE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[199:IASIAE]2.0.CO;2)
- Prates, I., Hernandez, L., Samelo, R. R., Carnaval, A. C. 2016. Molecular Identification and geographic origin of an exotic anole lizard introduced to Brazil, with remarks on its natural history. *South American Journal of Herpetology*, 11, 220–227. <https://doi.org/10.2994/SAJH-D-16-00042.1>
- Richardson, D. M. 2011. Fifty years of invasion ecology. Oxford, UK: Wiley-Blackwell.
- Rocha, C. F. D., Anjos, L. A., Bergallo, H. G. 2011. Conquering Brazil: The invasion by the exotic gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* (Squamata) in Brazilian natural environments. *Zoologia*, 28, 747–754. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000600007>
- Salles, R. O. L., Silva-Soares, T. 2010. *Phyllodytes luteolus* (Anura, Hylidae) as an alien species in the Rio de Janeiro municipality State of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. *Herpetology Notes*, 3, 257–258.
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., ... Essl, F. 2018. Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115, E2264–E2273. <https://doi.org/10.1073/pnas.1719429115>
- Segalla, M. V., Caramaschi, U., Cruz, C. A. G., Grant, T., Haddad, C. F. B., Langone, J. A., Garcia, P. C. A. 2016. Brazilian amphibians: List of species. *Herpetologia Brasileira*, 4, 34–46.
- Uetz, P., Freed, P., Hoek, J. (eds.). 2017. The reptile database. Retrieved from <http://www.reptile-database.org>

Registro da ocorrência de tartaruga-do-ouvido-vermelho (*Trachemys scripta elegans*) em lagos no Campus da Universidade Luterana do Brasil (ULBRA – Canoas)

Fabiane Prusch ^{1,2*}, Ana Clara Rosa Stiehl ¹, Elisandro Oliveira dos Santos ¹

¹ Universidade Luterana do Brasil, Canoas, RS, Brasil.

² Clínica Veterinária Toca dos Bichos, Canoas, RS, Brasil. * fabiprusch@gmail.com

PALAVRAS-CHAVE: cágado, fauna, invasora, répteis

INTRODUÇÃO

A introdução de espécies invasoras em um ecossistema pode alterar a organização e função dos animais nativos e suas comunidades através de vários processos, como por exemplo predação, competição por recursos, ambiente ou transmissão de patógenos (Cadi e July, 2004). A tartaruga-de-ouvido-vermelho (*Trachemys scripta elegans*) é uma espécie de quelônio de água doce da ordem Testudines, que habita áreas úmidas em regiões do norte dos Estados Unidos ao norte da América do Sul, sendo considerada uma espécie invasora no Brasil (Medeiros et al., 2012). Atualmente, existe um crescente interesse pelo estudo da ação de espécies invasoras sobre a fauna nativa, considerando os potenciais impactos causados por animais que quebraram barreiras geográficas através da ação humana (Blackburn et al., 2011). A *T. scripta elegans*, além de invasora em diversos locais, tem larga participação como animal de estimação não convencional (Medeiros et al., 2012). Ainda que a legislação brasileira não permita a criação e negociação de répteis exóticos, o comércio e posterior soltura de forma indevida na natureza ainda são comuns, estando entre as principais razões para sua introdução na natureza (Cadi e July, 2003; Ferronato et al., 2009). No Rio Grande do Sul, a espécie já foi declarada invasora por meio da Portaria SEMA 79/2013, assim como está proibida sua comercialização e manutenção por força da Portaria SEMA 46/2015. A *T. scripta elegans* é citada por Lowe et al. (2000) como uma das 100 piores espécies invasoras do mundo, o que justifica a realização de estudos sobre o impacto e consequências da sua introdução em ambientes ocupados por cágados nativos do Brasil, caso da tartaruga-tigre-d'água (*Trachemys dorbigni*), um dos quelônios de maior ocorrência no Rio Grande do Sul (Bujes, 2010). O objetivo deste trabalho é documentar a presença da espécie em lagos do Campus da ULBRA Canoas em área urbana da cidade.

METODOLOGIA

Foram escolhidos como locais de observação os dois grandes lagos presentes no Campus-ULBRA, localizado em área urbana do município de Canoas, região metropolitana de Porto Alegre. Realizaram-se observações a olho nu ou com auxílio de câmeras fotográficas a fim de identificar as espécies presentes. O levantamento foi apenas qualitativo, buscando apenas a identificação das espécies presentes no local. O período de estudo foi de duas semanas, sendo escolhidos dias com temperaturas

mais elevadas para aumentar a chance de observação dos espécimes na superfície banhando-se ao sol. Além disso, foram identificados os indivíduos ocasionalmente avistados por alunos e funcionários da universidade e registrados por fotos, quando estas deslocavam-se para ovipostura no período reprodutivo, assim como encontros ocasionais com indivíduos infantis.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As espécies identificadas nos lagos foram a tigre-d'água-brasileira (*Trachemys dorbigni*), o cágado-de-barbela (*Phrynops hilarii*) e a tartaruga-do-ouvido-vermelho (*Trachemys scripta elegans*), todos indivíduos adultos. Além disso, foram registrados indivíduos infantis da espécie exótica em alguns pontos do campus, indicando ambiente satisfatório para sua reprodução e, como consequência, gerando mais indivíduos que ocupam o mesmo nicho biológico da fauna nativa local e competem por habitat reprodutivo e alimentação. Segundo Sampaio e Schmidt (2013), fatores como características do ambiente, taxas de reprodução e capacidade de dispersão são essenciais para que uma espécie se torne invasora. O estudo desses autores listou a *T. scripta elegans* como sendo de ocorrência em Unidades de Conservação (UCs) federais, e em seus resultados apontaram que a introdução dessa e de diversas outras espécies não ocorreu de forma acidental, mas sim por ação direta humana. Agrava-se o fato, ainda, da possibilidade de hibridação com as espécies nativas; este é um processo de cruzamento entre indivíduos de populações genéticas distintas, e que pode ter como consequência a extinção de uma espécie nativa (Rhymer e Simberloff, 1996). De acordo com Figueiredo (2014), a existência de híbridos mostra que pode ocorrer introgressão do DNA da espécie invasora na espécie nativa do estado *Trachemys dorbigni*, e este fato pode ter consequências para sua conservação e sobrevivência a longo prazo. Registros de *T. scripta elegans* e *T. dorbigni*, esta segunda endêmica do sul do Brasil (Bujes, 2008), compartilhando o mesmo habitat urbano, já foram feitos no Parque Chico Mendes, em Porto Alegre, e em habitats naturais no município de Rio Grande (Quintela et al., 2006). O registro da espécie exótica indica também que o local serve como provável local de soltura de indivíduos, e o descarte de exemplares outrora de estimação em ambientes indevidos é uma das causas da invasão da espécie (Souza et al., 2007), assim como fugas de indivíduos de cativeiro (Ferronato et al., 2009), fato observado nos lagos do campus da ULBRA-Canoas. Sendo o campus da ULBRA um refúgio de vida silvestre em um grande centro urbano, torna-se importante a busca por soluções para o problema, por meio de controle populacional e campanhas educativas. Ainda, identificar potenciais pontos de deslocamento de indivíduos para outros ambientes próximos, que permitirão a dispersão da espécie.

CONCLUSÃO

O crescente interesse de pesquisadores sobre as espécies invasoras se justifica pelos potenciais riscos as populações locais e as alterações nos ecossistemas em que estão inseridas. A compreensão dos seus impactos auxilia no estabelecimento no planejamento de programas para seu controle. Nesse sentido, o registro da

ocorrência da espécie permite intensificar a busca por soluções para o problema e a mitigação de seus impactos na natureza.

LITERATURA CIENTÍFICA

BLACKBURN, T.M. et al. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in ecology&evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011.

BUJES, C. de S. Biologia e conservação de quelônios no Delta do Rio Jacuí-RS: aspectos da história natural de espécies em ambientes alterados pelo homem. 2008.

BUJES, C.S. Os Testudines continentais do Rio Grande do Sul, Brasil: taxonomia, história natural e conservação. **Iheringia. Série Zoologia**, 2010.

CADI, A.; JOLY, P. Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). **Canadian Journal of Zoology**, v. 81, n. 8, p. 1392-1398, 2003.

CADI, A.; JOLY, P. Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 13, p. 2511-2518, 2004.

FERRONATO, B.O. et al. The turtle *Trachemys scripta elegans* (Testudines, Emydidae) as an invasive species in a polluted stream of southeastern Brazil. 2009.

FIGUEIREDO, P.I.C. de C. Verificação da ocorrência de hibridação entre *Trachemys dorigni* (Duméril&Bibron, 1835) e *Trachemys scripta* (Schoepff, 1792). 2014.

LOWE, S. et al. **100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database**. Auckland: Invasive Species Specialist Group, 2000.

MEDEIROS, N.C. et al. Efeito do sítio de venopunção nos parâmetros hematológicos em tigre-d'água-americano, *Trachemys scripta elegans*. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, p. 37-40, 2012.

QUINTELA, F.M.; LOEBMANN, D.; GIANUCA, N.M. Répteis continentais do município de Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, v. 14, n. 2, p. 180-188, 2006.

RHYMER, J.M.; SIMBERLOFF, D. Extinction by hybridization and introgression. **Annual review of ecology and systematics**, v. 27, n. 1, p. 83-109, 1996.

SAMPAIO, A.B.; SCHMIDT, I.B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, n. 2, p.32-49, 2014.

SOUZA, V.L. et al. Caracterização dos répteis descartados por mantenedores particulares e entregues ao centro de conservação e manejo de répteis e anfíbios-RAN. **Revista de Biologia Neotropical/Journal of Neotropical Biology**, v. 4, n. 2, p. 149-160, 2007.

Primeiro registro de larvas da carpa-comum (*Cyprinus carpio*) na bacia hidrográfica do rio Jacuí, sul do Brasil

Débora Alessandra Antonetti ^{1*}, David Augusto Reynalte-Tataje ², Nelson Ferreira Fontoura ¹³

¹ Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul; * debora.antonetti@gmail.com

² Universidade Federal da Fronteira Sul;

³ Instituto de Meio Ambiente

PALAVRAS-CHAVE: Ictioplâncton, Espécie Exótica, Piscicultura, Escape

INTRODUÇÃO

A introdução de espécies exóticas, de forma acidental ou intencional, é considerada uma das principais ameaças a biodiversidade e pode causar sérios prejuízos ambientais e socioeconômicos (Hermoso et al., 2011). Entre as formas de introdução de espécies destaca-se o aquarismo, a pesca esportiva e o repovoamento (Agostinho et al., 2010; Gubiani et al., 2018). Contudo, a piscicultura é considerada a principal porta de introdução de espécies exóticas em ambientes aquáticos (Lima et al., 2018). No Brasil, como prática comum, empreendimentos de piscicultura utilizam espécies não nativas, devido ao seu desempenho produtivo e são comumente instalados próximo aos ambientes aquáticos, o que facilita o escape e, por consequência, a chegada de espécies não nativas nos cursos d'água próximos (Casimiro et al., 2018). O estabelecimento de espécies exóticas invasoras pode trazer prejuízos e mudanças ao funcionamento do ecossistema (Pelicice e Agostinho, 2009; Gallardo et al., 2016). Espécies exóticas invasoras, uma vez introduzidas no novo ambiente, são capazes de reproduzirem-se, podendo substituir espécies nativas, alterar os processos ecológicos naturais e, com o passar do tempo, tornarem-se dominantes, prejudicando as populações e os ecossistemas nativos (Casimiro et al., 2018). Em alguns casos, essas espécies inicialmente não encontram condições propícias para seu estabelecimento, porém quando as condições do ambiente propiciam condições favoráveis para concluir seu ciclo reprodutivo, as espécies invasoras devem ser avaliadas e controladas. Neste sentido, o objetivo desse trabalho é registrar a primeira ocorrência de larvas de *Cyprinus carpio* (carpa-comum) na bacia hidrográfica do rio Jacuí, RS.

METODOLOGIA

A área de estudo compreendeu a bacia hidrográfica do rio Jacuí, que possui uma área de drenagem de 71.600 km² e abrange um total de 65 municípios no Rio Grande do Sul. Pode ser considerada uma das bacias hidrográficas mais importantes do estado, possuindo elevado potencial hidroelétrico, além da presença dos maiores depósitos de areia utilizados na indústria de concreto do estado. O rio Jacuí é navegável por 352 km, desde a foz até o município de Dona Francisca (SEMA, 2017). As amostragens ocorreram em 110 pontos distribuídos ao longo da bacia do rio Jacuí, tanto na calha principal como nos principais afluentes, aproveitando-se a malha rodoviária e seus pontos de cruzamento com os rios que compõem a bacia. O período de amostragem compreendeu os meses de setembro a janeiro, durante a

piracema de 2017/2018 e 2018/2019. A coleta, em cada ponto amostral, foi efetuada com uso de uma rede cilíndrico-cônica para ictioplâncton, com 60 cm de diâmetro, 3 m de comprimento, e malha de 500 µm. A rede, com lastro de 5 kg de chumbo, foi lançada do alto de pontes sobre os segmentos de rio a serem analisados, permanecendo submersa por 30 minutos, sem arrasto. As amostras foram acondicionadas em frascos, preservadas com formalina 4% e tamponadas com carbonato de cálcio, para posterior análise em laboratório. Em laboratório, o material biológico foi triado, separando ovos e larvas de peixes do material em suspensão com auxílio de pinças, placas de Petri e microscópio estereoscópico. Os espécimes foram identificados ao menor nível taxonômico possível, com base em características morfológicas e merísticas, com auxílio de bibliografias especializadas (Araújo-Lima, 1994; Nascimento e Araújo-Lima, 2000; Nakatani et al., 2001; Orsi et al., 2016).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram encontradas duas larvas da carpa-comum (*Cyprinus carpio*), durante as coletas de setembro de 2017, no rio Botucaraí (-29,974832° S; -52,843498° W), no município de Cachoeira do Sul, RS. Ambas estavam em estágio pré-flexão com comprimento total de 6,9 e 7,0 mm. A origem da ocorrência de peixes exóticos normalmente é explicada através dos escapes de pisciculturas próximas ao curso d'água, no qual a espécie foi capturada, devido à proximidade dos cultivos (Orsi e Agostinho, 1999). Normalmente, o ambiente natural não propicia condições favoráveis à reprodução e recrutamento de novos indivíduos dessas espécies. Porém, quando a espécie encontra condições, sua reprodução e estabelecimento podem desequilibrar o ambiente natural e prejudicar populações nativas (Gozlan, 2008). O território brasileiro, apesar de possuir uma alta diversidade de peixes, tem a produção de peixes por piscicultura baseada principalmente em espécies não nativas (Pelicice et al., 2014). Dentre elas, umas das mais utilizadas é a carpa-comum (*C. carpio*), devido a sua rusticidade e desempenho zootécnico (Troca et al., 2012). Além disso, essa espécie possui crescimento rápido, alta fertilidade e desova parcelada (Sivakumaran et al., 2003), o que favorece o seu uso no cultivo. *Cyprinus carpio* está entre as espécies mais utilizadas na aquicultura no mundo e, no Brasil, ocupa o quarto lugar de produção (IBGE, 2017). No RS, por sua vez, é a principal espécie na produção em pisciculturas (Poli et al., 2000; Machado et al., 2015). Seu potencial invasivo no estado já foi reportado em outros estudos (Garcia et al., 2004; Querol et al., 2005; Troca et al., 2012; Troca e Vieira, 2012; Machado et al., 2015), inclusive nos quais descreve a captura de indivíduos com gônadas maduras (Querol et al., 2005; Troca et al., 2012). Ressalta-se que a captura de indivíduos jovens demonstra o recrutamento em ambiente natural, de forma que o processo de invasão de *C. carpio* na bacia hidrográfica do rio Jacuí encontra-se na etapa de espécie estabelecida, quando a mesma completa o ciclo reprodutivo em condições naturais. Quando espécies tornam-se estabelecidas, suas populações iniciais podem competir com espécies nativas, levando a perda da biodiversidade (Pivello, 2011).

CONCLUSÃO

O estudo representa o primeiro registro de larvas de *C. carpio* para a bacia hidrográfica do rio Jacuí, indicando que a espécie está estabelecida, já que consegue completar o ciclo reprodutivo em ambiente natural. Dessa forma, estudos que demonstrem o estabelecimento de espécies com potencial invasor devem servir de subsídios para que os órgãos ambientais possam ajustar adequadamente as medidas de gestão para manutenção da diversidade biológica em ecossistemas naturais.

LITERATURA CIENTÍFICA

AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; GOMES, L.C.; JÚLIO Jr., H.F. 2010. Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. *Natureza&Conservação*, 8(2): 103-111.

ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. 1994. Egg size and larval development in Central Amazon fish. *Journal of Fish Biology*, 44(3): 371-389.

CASIMIRO, A.C.R.; GARCIA, D.A.Z.; VIDOTTO-MAGNONI, A.P.; BRITTON, J.R.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA, F.S.; ORSO, M.L. 2018. Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, Southern Brazil. *Zoologia* 33: e14638.

GALLARDO, B.; CLAVERO, M.; SÁNCHEZ, M.I.; VILÀ, M. 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22(1): 151-163.

GARCIA, A.M.; LOEBMANN, D.; VIEIRA, J.P.; BEMVENUTI, M.A. 2004. First record of introduced carps (Teleostei, Cyprinidae) in the natural habitats of Mirim and Patos Lagoon estuary, Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(1): 157-159.

GOZLAN, R.E. 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*, 9(1): 106-115.

GUBIANI, E.A.; RUARO, R.; RIBEIRO, V.R.; EICHELBERGER, A.C.A.; BOGONI, R.F.; LIRA, A.D.; CAVALLI, D.; PIANA, P.A.; GRAÇA, W.J. 2018. Non-native fish species in Neotropical freshwaters: how did they arrive, and where did they come from? *Hydrobiologia* 817: 57-69.

HERMOSO, V.; CLAVERO, M.; BLANCO-GARRIDO, F.; PRENDA, J. 2011. Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications*, 21(1): 175-188.

IBGE. 2017. Produção da pecuária municipal. Rio de Janeiro: IBGE.

LIMA, L.B.; OLIVEIRA, F.J.; GIACOMINI, H.C.; LIMA Jr., D.P. 2018. Expansion of aquaculture parks and the increasing risk of non-native species invasions in Brazil. *Reviews in Aquaculture*, 10(1): 111-122.

MACHADO, R.; DALA-CORTE, R.B.; CARVALHO-NETO, P.; SILVA, E.B.; OTT, P.H. 2015. Ocorrência de peixes não-nativos no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. *R. Eletr. Cient. Uergs*, 1(1): 37-43.

NAKATANI, K.; AGOSTINHO, A.A.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P.V.; MAKRAKIS, M.C.; PAVANELLI, C.S. 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e anual de identificação. Maringá, EDUEM.

NASCIMENTO, F.L.; ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. 2000. Descrição de larvas das principais espécies de peixes utilizadas pela pesca no Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal.

- ORSI, M.L.; AGOSTINHO, A.A. 1999. Introdução de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16 (2): 557-560.
- ORSI, M.L.; ALMEIDA, F.S.; SWARÇA, A.C.; CLARO-GARCÍA, A.; VIANNA, N.C.; GARCIA, D.A.Z.; BIALETZKI, A. 2016. Ovos, larvas e juvenis dos peixes da bacia do rio Paranapanema: uma avaliação para a conservação. Assis, Triunfal Gráfica e Editora.
- PELICICE, F.M.; AGOSTINHO, A.A. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichlkelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 11(8): 1789–1801.
- PELICICE, F.M.; VITULE, J.R.S.; LIMA Jr., D.P.; ORSI, M.L.; AGOSTINHO, A.A. 2014. A serious new threat to Brazilian Freshwater Ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7(1): 55-60.
- PIVELLO, V.R. 2011. Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade. Disponível em: www.ecologia.info/cerrado.htm. Acesso em: 25 de julho de 2019.
- POLI, C.R.; GRUMANN, A.; BORGHETTI, J.R. 2000. Situação atual da aquicultura na região sul. In: VALENTI, W.C. et al. *Aquicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília: CNPq; MCT, p. 323-352.
- QUEROL, M.V.M.; QUEROL, E.; PESSANO, E.F.C.; AZEVEDO, C.L.O. 2005. Ocorrência da carpa húngara, *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) e disseminação parasitária, no arroio Felizardo, bacia do médio rio Uruguai, Uruguiana, RS, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, 3(1): 21-23.
- SEMA - Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. (2011). Inventário Florestal Contínuo. In <http://coralx.ufsm.br/ifcrs/> Download em 06 de junho de 2018.
- SIVAKUMARAN, K.P.; BROWN, P.; STOESEL, D.; GILES, A. 2003. Maturation and reproductive biology of female wild carp, *Cyprinus carpio*, in Victoria, Australia. *Environmental Biology of Fishes*, 68(3): 321-332.
- TROCA, D.F.A.; LEMOS, V.M.; VARELA Jr., A.S.; VIEIRA, J.P. 2012. Evidence of reproductive activity of the invasive common carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) (Teleostei: Cyprinidae) in a subtropical coastal system in southern Brazil. *BioInvasions*, 1(4): 289-293.
- TROCA, D.F.A.; VIEIRA, J.P. 2012. Potencial invasor dos peixes não nativos cultivados na região costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 38(2): 109-120.

Nova ocorrência de *Limnoperna fortunei* (Dunker 1856) (Bivalvia, Mytilidae) no rio Ibicuí-RS, Brasil

Luciani Figueiredo Santin*

*Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS)
Campus Sertão, RS, Brasil * luciani.santin@sertao.ifrs.edu.br*

PALAVRAS-CHAVE: Bivalve, Invasão, Espécie exótica, mexilhão-dourado

INTRODUÇÃO

A introdução de espécies exóticas invasoras é considerada uma das causas do declínio da biodiversidade global. O impacto das invasões biológicas, além de ameaçar a diversidade, afeta o funcionamento dos ecossistemas, a economia e a saúde humana (Vitousek et al., 1997). Dentre as inúmeras espécies exóticas invasoras está o bivalve de água doce *Limnoperna fortunei*, conhecido como “mexilhão-dourado”. Originário da China e sudeste da Ásia, esse molusco tornou-se um invasor em praticamente toda América do Sul e também em regiões do continente asiático. No continente americano, o mexilhão foi introduzido em 1991. Sendo registrado pela primeira vez na Argentina, região estuarina do rio da Prata. A introdução, possivelmente, ocorreu através da água de lastro de navios, a qual pode conter alta concentração de larvas de bivalve (Pastorino et al., 1993). Vinte e oito anos após o primeiro relato da entrada do mexilhão-dourado na América do Sul, o bivalve já coloniza bacias hidrográficas de cinco países, dentre eles o Brasil (Boltovskoy e Correa, 2014). No Brasil, o mexilhão se espalhou rapidamente e pode ser encontrado em quase todos os principais rios. No estado brasileiro do Rio Grande do Sul, *L. fortunei* é encontrado colonizando diversos rios que compõem as duas maiores bacias hidrográficas (Bacia do Uruguai e Bacia do Atlântico Sul). Sua colonização no estado é conhecida por causar danos econômicos em usinas hidrelétricas, problemas ambientais e ecológicos (Mansur et al., 2003). Alguns afluentes dessas bacias, contudo, ainda se encontram livres desse invasor. Como era o caso do rio Ibicuí, região da cidade de Manoel Viana, importante afluente do rio Uruguai. Ciente da importância de novos registros da distribuição de uma espécie invasora para a formulação de políticas públicas e monitoramento da mesma, o seguinte trabalho objetiva descrever a primeira ocorrência da espécie para o rio Ibicuí, trecho que abrange a cidade de Manoel Viana, Rio Grande do Sul.

METODOLOGIA

O rio Ibicuí está localizado no oeste do estado do Rio Grande do Sul, na região da Campanha, e constitui-se no principal tributário do rio Uruguai. Abrange as províncias geomorfológicas do Planalto Meridional e Depressão Central. Com área de aproximadamente 35.495,38 km², abrange municípios como Manoel Viana, Alegrete, Júlio de Castilhos, Santana do Livramento, São Pedro do Sul, Itaqui e Uruguiana (SEMA, 2019). A área de estudo foi constituída pelo médio Ibicuí, trecho localizado na cidade de Manoel Viana. A coleta de dados se deu a partir de entrevistas com oito

pescadores locais, sobre a ocorrência de mexilhão-dourado no trecho de estudo. Adicionalmente, amostragens foram realizadas em alguns pontos do rio, após a confirmação da ocorrência do bivalve pelos pescadores. As entrevistas foram realizadas com pescadores que utilizam o rio diariamente para retirar seu sustento por meio da pesca. Nas entrevistas, foram abordadas as seguintes questões: já presenciou o mexilhão no rio? (imagens de espécimes de *L. fortunei* foram mostradas aos pescadores); em que locais do rio é mais comum encontrar esses moluscos?; em que ano o mexilhão começou a ser visualizado no rio?; a abundância desses moluscos aumentou ou diminuiu ao longo do período desde o primeiro avistamento da espécie? peixes estão se alimentando dos mexilhões? os mexilhões estão causando algum impacto para a população local que utiliza o rio para seu sustento ou lazer?. A partir das respostas dos pescadores, amostragens foram realizadas em embarcações que se encontravam nas margens do rio, assim como, em rochas que formam ilhas no leito fluvial. As coletas foram realizadas manualmente, ao longo de cinco pontos no rio, todos localizados próximo a região do balneário Rainha do Sol, com auxílio de uma espátula, uma vez que esses bivalves se fixam, firmemente, em substratos duros por meio de uma estrutura adesiva denominada bisso.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Todos os oito pescadores entrevistados informaram que *L. fortunei* ocorre, atualmente, no rio Ibicuí, trecho de Manoel Viana. Entretanto, o tempo em que a espécie foi avistada pela primeira vez no rio, variou entre os pescadores. Alguns relataram que a presença de *L. fortunei* foi observada desde 2012, enquanto outros, afirmaram terem percebido o bivalve somente em 2015. Os entrevistados afirmaram que a abundância do invasor aumentou, substancialmente, ao longo do tempo, e que atualmente já é possível avistar sua presença em praticamente qualquer trecho do rio. Contudo, apenas dois pescadores encontraram o mexilhão no conteúdo gastrointestinal de peixes. Quanto ao impacto para as atividades pesqueiras, a totalidade de entrevistados relatou que os mexilhões têm se prendido a iscas e anzóis das linhas de pesca, o que muitas vezes dificultam a captura do peixe. Com relação as amostragens, nos cinco pontos escolhidos foi constatada a presença do bivalve invasor. Em todos os pontos amostrados, o mexilhão encontrava-se em agrupamentos típicos para espécie. Nos locais de amostragem, *L. fortunei* foi observado em substratos duros como embarcações de madeira, localizadas na margem do rio e em rochas. O aumento da abundância e distribuição de *L. fortunei* era esperado, uma vez que esse molusco possui alta capacidade reprodutiva, ausência de inimigos naturais e espécies competidoras (Darrigran, 2000). A alta distribuição do invasor nos diversos locais do rio pode estar atribuída ao contínuo deslocamento das embarcações ao longo do leito na busca de melhores locais para pesca. A habilidade desses moluscos de incrustação em substratos duros como cascos de pequenas embarcações proporciona um meio passivo de dispersão no próprio rio. Somada a isso, os materiais de pesca como redes, anzóis, linhas, os quais podem conter exemplares desses bivalves, podendo constituir outro meio de dispersão. Os locais com as maiores densidades de mexilhões foram rochedos no

leito do rio, que já se encontram repletos do bivalve, fato que corrobora sua preferência por substratos rígidos (Oliveira et al., 2015). Embora apenas dois pescadores tenham observado a inclusão de *L. fortunei* na dieta de peixes, é possível que com o aumento da abundância, o mexilhão se torne um novo item da alimentação da ictiofauna local. Considerando que a maioria dos teleósteos é oportunista em relação a dieta, vários autores já relataram a alteração da dieta de peixes na presença do bivalve (Cataldo, 2015).

CONCLUSÃO

A nova ocorrência do bivalve asiático invasor *L. fortunei* no rio Ibicuí, trecho de abrangência do município de Manoel Viana, evidência a alta capacidade de dispersão desse molusco nas bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul. Ciente que a dispersão descontrolada de espécies invasoras, como o mexilhão-dourado, está atrelada a vários problemas ambientais, econômicos e de saúde pública é imprescindível o monitoramento de sua ocorrência, para aplicação de medidas de prevenção e controle.

LITERATURA CIENTÍFICA

- BOLTOVSKOY, D., CORREA, N. 2014. Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. *Hydrobiologia*, 746:81–95.
- BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N.; CATALDO, D.; SYLVESTER, F. 2006. Dispersion and impact of invasive freshwater bivalves: *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions*, 8: 947–963.
- CATALDO, D. 2015. Trophic relationships of *Limnoperna fortunei* with adult fishes; In: BOLTOVSKOY, D. (ed.). *Limnoperna fortunei*. The ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel. London, Springer.
- DARRIGRAN, G. 2000. Invasion of the exotic freshwater mussels *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in South American. *The Nautilus*, 114 (2): 69-73.
- MANSUR, M. C. D.; SANTOS, C. P.; DARRIGRAN, G.; HEYDRICH, I.; CALLIL, C. T.; CARDOSO, F. R. 2003. Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. *Revista Brasileira de Biologia*, 20 (1): 75 – 84.
- OLIVEIRA, M. D.; CAMPOS, M. C. S.; PAOLUCCI, E. M.; MANSUR, M. C. D.; HAMILTON, S. K. 2015. Colonization and spread of *Limnoperna fortunei* in South America. In: BOLTOVSKOY, D. (ed.). *Limnoperna fortunei*. The ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel. London, Springer.
- PASTORINO, G.; DARRIGRAN, G.; MARTÍN, S. M.; LUNASCHI, L. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor em aguas del Río de la Plata. *Neotropica*, (39): 101–102.
- SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE-SEMA. U050-Bacia Hidrográfica do Rio Ibicuí. In: SEMA. <sema.rs.gov.br/u050-bacia-hidrografica-do-rio-ibicui>. Download em 15 de outubro de 2019.

VITOUSEK, P. M.; D'ANTONIO, C. M.; LOOPE, L. L.; WESTERBROOKS, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21 (1):1-16.

Novos registros de hidromedusas exóticas (Cnidaria, Hydrozoa) no estuário da Lagoa dos Patos e costa adjacente

Vitória Rodrigues de Lemos ¹, Priscila Teixeira-Amaral ¹, Erik Muxagata ¹,
Pedro Vieira Maciel ¹, Renato Mitsuo Nagata ^{1*}

¹ Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, RS, Brasil.

* renatonagata@gmail.com

PALAVRAS-CHAVE: cnidários planctônicos, zooplâncton gelatinoso, hidromedusas

INTRODUÇÃO

Espécies invasoras são consideradas responsáveis pela maior perda de biodiversidade, depois da redução de habitat (Raizada et al., 2008). Grande parte das invasões são resultado da dispersão antropogênica. A introdução de espécies exóticas aquáticas, está associada, na maioria dos casos, a água de lastro (Minton et al., 2015) e ao rafting, em que organismos incrustados sobre materiais sólidos flutuantes são introduzidos em outras áreas (Souza et al., 2009). Nos estuários, acredita-se que as invasões ocorrem na região mais salobra, em que espécies exóticas podem chegar a representar cerca de 20% do número total de espécies na área (Rikke et al., 2008). A hidromedusa (Hydrozoa; Leptomedusae) *Blackfordia virginica* (Mayer, 1910) é típica de estuários e possui ciclo de vida metagenético com fase polipoide (bêntica) e medusoide (planctônica). Originária dos Mares Cáspio e Negro (Mills e Sommer, 1995), a espécie invadiu estuários na Argentina, Bulgária, China, Estados Unidos, França, Índia, México, Portugal e Rússia (Bardi e Marques, 2009). Foi registrada pela primeira vez no Brasil em 1963, em Recife (Genzano et al., 2006), e desde então a espécie já foi encontrada no Paraná, Pernambuco, Santa Catarina e São Paulo (Bardi e Marques, 2009). A antomedusa *Moerisia inkermanica* (Paltschikowa-Ostroumova, 1925) também possui ciclo de vida metagenético (Mills e Rees, 2000). As espécies do gênero *Moerisia* possuem um amplo espectro de tolerância para variações de salinidade e temperatura (Restaino et al., 2018). Acredita-se que *M. inkermanica* seja nativa do Mar Negro (Restaino et al., 2018), porém invadiu diversas regiões costeiras, como no Mar do Norte, Mar Mediterrâneo, Atlântico Sul e Nordeste, e Indo-Pacífico (Mills e Rees, 2000) e no Brasil, nos estados São Paulo, Paraná e Santa Catarina. O objetivo do presente trabalho foi descrever a ocorrência de espécies de hidromedusas exóticas em amostras de plâncton do Estuário da Lagoa dos Patos e costa adjacente.

METODOLOGIA

As amostragens do monitoramento contínuo do zooplâncton do projeto PELD (Pesquisa Ecológica de Longa Duração) – Sítio 8 foram realizadas quinzenalmente desde 2009 ao longo de três pontos do Estuário da Lagoa dos Patos e Costa Adjacente. As coletas foram realizadas em 2 pontos fixos: 1 - Trapiche da prainha na 4ª secção da Barra (32°08'58"S 52°06'04"W); 2 - Em frente à Estação Marinha de

Aquicultura-EMA/FURG, na praia do Cassino (32°12'21"S 52°10'23"W). As amostras de plâncton foram coletadas por meio de arrastos sub-superficiais horizontais, utilizando-se redes cilindro-cônicas ou bongo de 30 cm de diâmetro, com malhas de 90 e 200 μm , providas de fluxômetros calibrados. Todas as amostras foram preservadas em formaldeído em solução a 4% neutralizado com bórax, logo após as coletas. Em laboratório, as amostras de foram analisadas sob estereomicroscópio e, quando necessário, sob microscópio. Todos os cnidários foram retirados e identificados ao menor nível taxonômico possível com base na literatura mais relevante (*e.g.* Boltovskoy, 1999).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Até o momento, mais de 400 amostras foram analisadas. Foram identificados espécimes da exótica *Blackfordia virginica* pela primeira vez no Rio Grande do Sul, em amostras de 02/2012 (n=2) e 12/2012 (n=1), no ponto 1; e em 12/2011 (n=1) e 01/2012 (n=1), no ponto 2. Os espécimes possuíam umbrela e mesogléia espessa, mais fina na margem, portando 36-142 tentáculos filiformes (juvenis possuem menos), bulbo tentacular arredondado com projeções em direção a mesogléia. Um estatocisto vesicular marginal entre tentáculos adjacentes. Manúbrio quadrático e boca com quatro lábios. Gônadas ausentes nos exemplares analisados. Espécimes de *Moerisia inkermanica* foram identificados, também pela primeira vez no Estado, em amostras de 01/2014 (n=4), 01/2016 (n=1) e 03/2016 (n=45). Espécimes possuíam umbrela globular e mesogléia espessa, portando até 32 tentáculos originários de um bulbo adnato a margem. Manúbrio prismático sem pedúnculo, boca cruciforme, com quatro lábios perradiais e borda lisa. Ocelos abaxiais nos bulbos tentaculares. Gônadas envolvendo totalmente o manúbrio e estendendo-se sobre as expansões perradiais do estômago. Ademais, a espécie criptogênica *Cnidostoma fallax* foi registrada em grande densidade (11.369 org m^{-3}) em março de 2012 no ponto 1, constituindo 95% de todos os organismos do zooplâncton (Teixeira-Amaral et al., 2017). Essa espécie foi descrita na costa atlântica da África e tem sido encontrada na costa Brasileira desde 2008. A densidade aqui descrita é uma das maiores já registradas para cnidários planctônicos e pode indicar um papel predatório, potencialmente controlando a densidade de outros organismos zooplanctônicos. No mesmo período, a espécie ocorreu em abundância no Complexo Estuarino de Paranaguá/PR (*e. g.* Nascimento, 2016). Após o período, *C. fallax* voltou a ser registrada nos verões de 2013 e 2014. Os espécimes de *C. fallax* possuíam quatro grandes bulbos tentaculares, cada um com um tentáculo e ocelo adaxial. Boca com cnidóforos e estômago com brotos de medusa. Existem poucas informações sobre os possíveis impactos dessas espécies nos ambientes invadidos. Entretanto, no estuário do Guadiana (SE-Portugal / SO-Espanha) *B. virginica* causa redução nas densidades de todos os organismos zooplanctônicos, incluindo ovos de *Engraulis encrasicolus* (anchova) (Chícharo et al., 2009), comprometendo a transferência de energia para níveis tróficos superiores e diminuindo a produtividade pesqueira (Purcell, 1991).

CONCLUSÃO

A identificação da presença, densidade e distribuição de espécies invasoras pode indicar impactos ambientais nesses ecossistemas em períodos de grande proliferação das mesmas. Diante disso, a manutenção de programas de monitoramento contínuo é essencial. Como próximos passos, nosso grupo, do Laboratório de Zooplâncton da FURG concentrará esforços para a compreensão dos efeitos ecológicos das grandes densidades desses organismos, através da quantificação de taxas alimentares e de reprodução.

LITERATURA CIENTÍFICA

BARDI, J., MARQUES, A. C., 2009. The invasive hydromedusae *Blackfordia virginica* Mayer, 1910 (Cnidaria: Blackfordiidae) in southern Brazil, with comments on taxonomy and distribution of the genus *Blackfordia*. *Zootaxa*, 2198(1), 41-50.

BOLTOVSKOY, D., 1999. ed. South Atlantic Zooplankton.

CHÍCHARO, M. A.; LEITÃO, T.; RANGE, P.; GUTIERREZ, C.; MORALES, J.; MORAIS, P., CHÍCHARO, L., 2009. Alien species in the Guadiana Estuary (SE-Portugal/SW-Spain): *Blackfordia virginica* (Cnidaria, Hydrozoa) and *Palaemon macrodactylus* (Crustacea, Decapoda): potential impacts and mitigation measures. *Aquatic Invasions*, 4(3), 501-506.

GENZANO, G.; MIANZAN, H.; ACHA, E. M. GAITAN, E., 2006. First record of the invasive medusa *Blackfordia virginica* (Hydrozoa: Leptomedusae) in the Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79(2), 257-261.

MILLS C. REES J. T., 2000. New observations and corrections concerning the trio of invasive hydromedusae *Maotias marginata* (= *M. inexpectata*), *Blackfordia virginica*, and *Moreisia* sp. in the San Francisco Estuary. *Scientia Marina* 64: 151-155

MILLS, C. E. SOMMER, F., 1995. Invertebrate introductions in marine habitats: two species of hydromedusae (Cnidaria) native to the Black Sea, *Maotias inexpectata* and *Blackfordia virginica*, invade San Francisco Bay. **Marine Biology**, v. 122, n. 2, p. 279- 288.

MINTON, M. S.; MILLER, A.; WHITMAN; RUIZ, G. M. 2015. 15 Implicações do tipo de navio na entrega e no gerenciamento da água de lastro. In: **Invasões biológicas na mudança de ecossistemas**. Sciendo Migration. p. 343-364.

Nascimento, L. S. D., 2016. Hidrozoários planctônicos do complexo estuarino de Paranaguá-Brasil. Programa de Pós Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Universidade Federal do Paraná.

PURCELL, J., 1991. A review of cnidarians and ctenophores feeding on competitors in the plankton. In: *Coelenterate Biology: recent research on cnidaria and ctenophora*. Springer, Dordrecht, p. 335-342.

RAIZADA, P.; RAGHUBANSHI, A. S., SINGH, J. S., 2008. Impact of invasive alien plant species on soil processes: A review. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India, Section B*, Vol. 78 Pt. IV.

RESTAINO, D. J.; BOLOGNA, P. A.; GAYNOR, J. J.; BUCHANAN, G. A., BILINSKI, J. J., 2018. Who's lurking in your lagoon? First occurrence of the invasive hydrozoan *Moerisia* sp. (Cnidaria: Hydrozoa) in New Jersey, USA. *BioInvasions Records*, 7(3), 223- 228.

RIKKE, K.; PREISLER, K.; WASSON, W.; WOLFF, J.; MEGAN, C. TYRRELL, D., 2008. Invasions of Estuaries vs the Adjacent Open Coast: A Global Perspective. In: Rilov G, Crooks JA (eds) Biological Invasions in Marine Ecosystems. Ecological Studies 204, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp 587-617

SOUZA, R. C. C. L.; CALAZANS, S. H. SILVA, E. P., 2009. Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. *Ciência e Cultura*, 61(1), 35-41.

TEIXEIRA-AMARAL, P.; AMARAL, W.; DE ORTIZ, D.; AGOSTINI, V., MUXAGATA, E., 2017. The mesozooplankton of the Patos Lagoon Estuary, Brazil: trends in community structure and secondary production. *Marine Biology Research*, 13(1), 48-61.

Registro de ocorrência de *Talitroides topitotum* (Burt, 1934) (Crustacea: Amphipoda: Talitridae) em fragmento de mata na área urbana de Caxias do Sul, RS

Diego Castellan Elias ^{1*}, Pedro Lenz Casa ¹, Daniel Reolon ¹,
Matheus Eduardo Schwantes ¹, Rosane Maria Lanzer ¹

¹ Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS, Brasil. *dcelias@ucs.br

PALAVRAS-CHAVE: Amphipoda terrestre, espécie introduzida, *Talitroides topitotum*, fragmento de Mata Atlântica

INTRODUÇÃO

O anfípode terrestre *Talitroides topitotum* (Burt, 1934) teve seus primeiros registros no Brasil na década de 70, originário de regiões tropicais e subtropicais do Indo-Pacífico, com a introdução na Mata Atlântica, provavelmente associada à silvicultura de *Eucalyptus* spp. e outras espécies exóticas, ocorrendo em diversas regiões subtropicais e temperadas do mundo (Alvarez et al., 2000; Matavelli et al., 2009a; Danelyia e Wowor, 2016; Umaña-Castro et al., 2018). *T. topitotum* está habitualmente associado à serapilheira, atuando como decompositor e contribuindo com a bioturbação do solo (Lopes e Masunari, 2004; Eutrópio e Krohling, 2013), ocorrendo em ambientes preferencialmente úmidos e com boa disponibilidade de matéria orgânica, com amplitude térmica entre 13°C e 30°C e do nível do mar até 2475m de altitude (Umaña-Castro et al., 2018). Os registros até então descrevem a espécie como cosmopolita e associada à ação antrópica, e embora exótica, não está claro se a presença de *T. topitotum* interfere na biodiversidade nativa. Matavelli et al. (2009b) sugerem que estas tendências sinantrópicas podem tornar a presença e abundância da espécie um bioindicador, pois diversos fatores ambientais derivados do impacto humano tornam favorável o estabelecimento do anfípode. Danelyia e Wowor (2016) reúnem as seguintes sinonímias para *T. topitotum*, de acordo com diferentes autores: *Talitrus (Talitropsis) topitotum* (Burt, 1934); *Talitrus decoratus* (Carl, 1934); *Talitrus sylvaticus* (Shoemaker, 1936); *Talitrus pacificus* (Hurley, 1955). O presente estudo visa contribuir com a ocorrência de *Talitroides topitotum* como espécie introduzida no Brasil e reunir informações presentes na literatura sobre este anfípode.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo derivou de duas coletas realizadas nos meses de abril e maio de 2019, com propósito de investigar a biodiversidade da fauna edáfica de um pequeno fragmento de mata no meio urbano do município de Caxias do Sul, RS. O local de coleta foi o Parque Municipal Demétrio Monteiro da Silva, conhecido como Parque da Lagoa do Rizzo, que recebe intensa atividade humana de lazer, possui um corpo hídrico artificial, com três banhados adjacentes, sendo na borda de um deles o local escolhido para amostragem por estar mais afastado das atividades humanas no parque. Foram dispostas 10 armadilhas do tipo *Pitfall*, em duas linhas paralelas

contendo 5 frascos em cada, com aproximadamente 3 metros de distância entre as linhas e 3 metros entre cada armadilha (Coordenadas do primeiro ponto, para referência: 29°11'5.83"S 51°14'6.62"O). Para confecção das *Pitfall* foram utilizados frascos plásticos com 8,5cm de diâmetro de abertura, contendo 200mL de álcool 80% para fixação e conservação e duas gotas de detergente neutro para quebra da tensão superficial. As armadilhas foram enterradas e posicionadas com a abertura rente ao solo. Sobre cada armadilha foram colocados telhados para evitar a entrada de água da chuva. Após a montagem das armadilhas, estas permaneceram por uma semana no local até a retirada dos indivíduos em cada coleta. A identificação dos Amphipoda foi feita com auxílio da bibliografia de Buckup e Bond-Buckup (1999) e baseada em características morfológicas diagnósticas descritas por Alfaro-Montoya e Castro (2013), Nascimento e Serejo (2016) e Danelyia e Wowor (2016). Os anfípodos coletados foram tombados na coleção científica do Laboratório de Toxicologia e Limnologia da Universidade de Caxias do Sul.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram coletados e contabilizados 167 anfípodos terrestres no Parque da Lagoa do Rizzo, dentre outros invertebrados. A ampla distribuição de *T. topitotum* evidencia o sucesso adaptativo do grupo e sua tolerância a locais impactados (Nascimento e Serejo, 2016). O período com alta pluviosidade em que ocorreram as coletas pode ter influenciado positivamente na captura, visto que este fator abiótico estimula a atividade da espécie (Bregenski, 2008). Um aspecto favorável a isto é o microclima presente no ambiente de serapilheira, onde a espécie pode ser encontrada. No Parque, a presença do banhado contíguo aos pontos de coleta mantém o solo constantemente úmido e com matéria orgânica disponível, favorecendo as condições para estabelecimento da espécie. Para fins de comparação, outro estudo paralelo realizado nas mesmas datas, no Jardim Botânico de Caxias do Sul, não detectou presença de anfípodos, embora haja grandes quantidades de *Eucalyptus* sp. nas proximidades, a ausência neste local pode estar relacionada à distância (em torno de 100m) do corpo hídrico mais próximo. Outro fator que pode ter papel fundamental no sucesso reprodutivo destes animais é a proporção de machos e fêmeas de uma população, onde a tendência é um número elevado de fêmeas (Alvarez et al., 2000; Umaña-Castro et al., 2018), e isto reflete, em grande parte dos estudos, na rara coleta de machos.

CONCLUSÃO

Este estudo contribui com mais um registro de *Talitroides topitotum* no domínio de Mata Atlântica no Rio Grande do Sul, ampliando os dados de sua distribuição geográfica, e pode auxiliar em estudos de biodiversidade na região, além de futuras análises de integridade ambiental.

LITERATURA CIENTÍFICA

- ALVAREZ, F., WINFIELD, I., CHÁZARO, S. 2000. Population study of the landhopper *Talitroides topitotum* (Crustacea: Amphipoda: Talitridae) in central Mexico. *Journal of Natural History*, 34(8), 1619-1624.
- BREGENSKI, M.A. 2008. Variação espacial e temporal de *Talitroides topitotum* (Burt, 1934) (Crustacea, Amphipoda, Talitridae), em um remanescente de floresta Ombrófila Mista, no Parque Municipal do Iguazu, Curitiba, PR. Curitiba: Doctoral dissertation, Master's Thesis, Universidade Federal do Paraná.
- BUCKUP, L., BOND-BUCKUP, G. 1999. Os crustáceos do Rio Grande do Sul. Editora da Universidade, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- DANELIYA, M., WOWOR, D. 2016. Cosmopolitan landhopper *Talitroides topitotum* (Crustacea, Amphipoda, Talitridae) in Java, Indonesia. *Check List*, 12, 1.
- EUTRÓPIO, F.J., KROHLING, W. 2013. First record of Amphipoda *Talitroides topitotum* (Burt, 1934) (Gammaridea, Talitridae) in the State of Espírito Santo, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 35(1), 37-39.
- LOPES, O.L., MASUNARI, S. 2004. Distribuição de abundância de *Talitroides topitotum* (Burt) (Crustacea, Amphipoda, Talitridae) na área de entorno da usina hidroelétrica de Guaratuba, Serra do Mar, Guaratuba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2).
- MATAVELLI, C. et al. 2009a. Distribuição espacial em pequena escala de um anfípode exótico em fragmento florestal e plantio de espécies nativas. *Revista de Biologia Neotropical*, 35-43.
- MATAVELLI, C. et al. 2009b. Some aspects of the population ecology of the exotic amphipod, *Talitroides topitotum*, in an Atlantic Forest Reserve in Brazil. *Crustaceana*, 82(2), 241-251.
- MONTOYA, J.A., CASTRO, R.U. 2013. Primer registro e histología básica del anfípodo terrestre *Talitroides topitotum* (Amphipoda: Talitridae), introducido em las zonas montañosas de Heredia, Costa Rica. *UNED Research Journal*, 5(2), 209-215.
- NASCIMENTO, P.S.D., SEREJO, C.S. 2016. Taxonomy and distribution of *Talitroides alluaudi* (Chevreux, 1896) and *T. topitotum* (Burt, 1934) (Amphipoda, Talitridae) in Atlantic rain forests of southeastern Brazil. *Nauplius*, 24.
- UMAÑA-CASTRO et al. 2018. Identificación molecular y distribución potencial del anfípodo terrestre *Talitroides topitotum* (Crustacea: Amphipoda: Talitridae) en Costa Rica. *Acta Biológica Colombiana*, 23(1), 104-115.

Espécies Exóticas e Exóticas Invasoras presentes na Região da Foz do Rio Itajaí-Açu, município de Itajaí, Santa Catarina

Josiane Rovedder ^{1*}, Fernando Luiz Diehl ¹, Luana Munster ¹, Alessandro Barros ¹

¹ *Acquaplan Tecnologia e Consultoria Ambiental, Balneário Camboriú, SC, Brasil.*

* *josiane@acquaplan.net*

PALAVRAS-CHAVE: espécies, exóticas, invasoras, Santa Catarina

INTRODUÇÃO

A região da foz do rio Itajaí-Açu, inserida na Bacia Hidrográfica do rio Itajaí-Açu, é caracterizada como um estuário, que apresenta uma predominância de água de alta salinidade e processos marinhos, com um sistema dominado pela descarga fluvial que induz a um regime hidrodinâmico altamente estratificado (Schettini e Truccolo, 2009). Assim, a biota aquática na região é adaptada a estes processos de mistura entre água doce e salgada que ocorrem neste sistema. Esta região do estuário está sujeita às pressões antrópicas e impactos que afetam a fauna local, provindos das atividades portuárias, de movimentação de navios e dragagens, um grande aporte de poluentes de fontes difusas, esgoto doméstico, e alterações nas margens oriundos da intensa ocupação (Veado, 2008). Além destes fatores, a região ainda apresenta registros da ocorrência de espécies exóticas, que podem somar impactos negativos a este ambiente, à saúde humana e animal e, também, aos sistemas de produção. As invasões biológicas têm sido apontadas como a segunda principal ameaça para biodiversidade global dos ecossistemas oceânicos e costeiros (Wilcove et al., 1998). Nestes ambientes, a maior parte das introduções de espécies exóticas ocorre de modo acidental, através vetores de introdução como águas de lastro e incrustação em cascos de embarcações que atracam nos portos (Matthews, 2005; Farrapeira et al., 2007). Portanto, tendo em vista a complexidade e importância do estuário do rio Itajaí-Açu, especialmente a região de sua desembocadura, este trabalho científico objetiva ampliar o conhecimento das espécies exóticas presentes na área de estudo, através de um amplo levantamento bibliográfico. O presente estudo poderá ser utilizado como subsídio ao planejamento de propostas de monitoramentos focados em espécies exóticas e invasoras, assim como o controle e mitigação dos possíveis efeitos negativos decorrentes da presença destes organismos no ambiente aquático da região.

METODOLOGIA

Para elaboração do estudo sobre espécies exóticas e exóticas invasoras ocorrentes na região da foz do rio Itajaí-Açu foi realizado um amplo levantamento de dados secundários. A partir dos documentos publicados pelo Ministério do Meio Ambiente, "Espécies exóticas invasoras de águas Continentais no Brasil" (MMA, 2016) e "Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil" (MMA, 2009), foi compilada uma tabela com as espécies exóticas invasoras da biota aquática registradas no Brasil

(BR), para os ambientes de águas continentais (CONT) e marinhas (MAR). Foram considerados os principais grupos de organismos de ecossistemas aquáticos continentais e marinhos que apresentam espécies exóticas invasoras, dentre eles: peixes, anfíbios, répteis, microrganismos aquáticos (bactérias, algas, leveduras, fungos filamentosos, protozoários, vírus), macrófitas aquáticas e invertebrados aquáticos (cnidários, moluscos, crustáceos, helmintos e anelídeos). Dentre as espécies reunidas nesta lista de espécies exóticas e invasoras registradas para o ambiente aquático brasileiro (BR) (marinhas e continentais), foram também indicados organismos da biota aquática exótica invasora ocorrentes no Estado de Santa Catarina (SC), apresentados na “Lista comentada de espécies exóticas invasoras no Estado de Santa Catarina: espécies que ameaçam a diversidade biológica” (FATMA, 2016). O levantamento bibliográfico para avaliar a ocorrência de espécies exóticas na foz do rio Itajaí-Açu incluiu a busca por informações em monografias, dissertações de mestrado e teses de doutorado, publicações científicas, atlas, e relatórios técnicos e de monitoramento ambiental vinculados aos processos de licenciamento de empreendimentos na região de estudo. Assim, no presente estudo são apresentados os registros de espécies exóticas para o baixo estuário do rio Itajaí-Açu, bem como o resultado das investigações sobre os aspectos biológicos de cada registro de espécie exótica para a área de interesse.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados, obtidos através da consulta a dados secundários, são apresentados em uma lista das espécies exóticas invasoras, subdivididas em: espécies exóticas invasoras de ambientes aquáticos em âmbito nacional (BR), totalizando 219 táxons (162 continentais e 57 marinhas); espécies exóticas invasoras em nível estadual (SC), com 28 espécies exóticas invasoras (16 continentais e 12 marinhas) e; espécies exóticas para a região de estudo, elencando oito espécies exóticas com registro para o baixo estuário do rio Itajaí-Açu, sendo seis delas de origem marinhas, e duas espécies exóticas de águas continentais. Salienta-se que, apesar de constarem na lista oficial de espécies exóticas invasoras para o Brasil (MMA, 2009, 2016) e Santa Catarina (FATMA, 2016), os dados disponíveis para a foz do rio Itajaí-Açu não possibilitam defini-las como invasoras na área de estudo, de acordo com definição postulada pela Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica – CDB. A região do baixo estuário do rio Itajaí-Açu abriga um grande complexo portuário, conseqüentemente, o vetor de introdução de maior relevância na área de estudo é por meio de água de lastro e incrustação em casco de embarcações. Esta é forma pela qual as seis espécies exóticas marinhas registradas na foz do rio Itajaí-Açu foram provavelmente introduzidas na região. O registro de espécies exóticas de origem continental no baixo estuário do rio Itajaí-Açu pode estar relacionado a escapes de pisciculturas em eventos de intensos períodos chuvosos na bacia de drenagem. Todavia, os resultados demonstram que estas espécies não apresentam indícios de estabelecimento na região da foz do rio Itajaí-Açu. Destaca-se que, para avaliar a presença de espécies exóticas invasoras e os impactos que elas podem causar à biota nativa e ao ecossistema, é necessário obter dados específicos que permitam

evidenciar que suas introduções ameacem a diversidade biológica local, em concordância com definição preconizada para o conceito de espécie invasora (Decisão VI/23 da Convenção sobre Diversidade Biológica). Os estudos elaborados para a foz do rio Itajaí-Açu, até o momento, não demonstram informações focadas em espécies exóticas e exóticas invasoras, e faltam evidências com dados específicos sobre suas populações, por exemplo, para analisar o potencial invasor das espécies exóticas registradas.

CONCLUSÃO

Os estudos elaborados até o momento na foz do rio Itajaí-Açu apresentam uma lacuna de informações sobre espécies exóticas e exóticas invasoras, discussões sobre causas e efeitos da presença desses organismos nos ambientes, origem das espécies e estudos mais aprofundados com dados populacionais. A execução de monitoramentos e elaboração de estudos específicos sobre espécies exóticas são importantes para o controle e o gerenciamento de possíveis impactos da introdução desses organismos exóticos.

LITERATURA CIENTÍFICA

ESTADO DE SANTA CATARINA. Resolução CONSEMA Nº 08, de 14 de setembro de 2012. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina e dá outras providências.

FARRAPEIRA, C. M. R.; MELO A. V. D. O. M. D.; BARBOSA, D. F.; SILVA, K. M. E. D. 2007. Ship hull fouling in the port of Recife, Pernambuco. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55(3).

LATINI, A. O.; RESENDE, D. C.; POMBO, V. B.; CORADIN, L. (Org.). 2016. Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil. Brasília: MMA. 791p. (Série Biodiversidade, 39).

LOPES, R.M. (Org.). 2009. Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Brasília: MMA/SBF. 440 p.; il. color. (Série Biodiversidade, 33).

MATTHEWS, S. 2005. América do Sul invadida: A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. GISP - Programa Global de Espécies Invasoras.

SCHETTINI, C. A. F.; TRUCCOLO, E. C. 2009. Circulação do baixo estuário do rio Itajaí. In: Branco, J. O.; Lunardon-Branco M. J.; Bellotto V. R. (eds.) Estuário do rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: Caracterização Ambiental e Alterações Antrópicas. UNIVALI. 13 – 26 pp.

VEADO, L. 2008. Variação espaço-temporal do zooplâncton do baixo estuário do rio Itajaí-Açu, SC. Itajaí: Tese de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade do Vale do Itajaí, 71 p.

WILCOVE, D.S.; ROTHSTEIN, D.; DUBOW, J.; PHILLIPS, A. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48 (8): 607-615.

Lagostim Invasor: Aspectos ecofisiológicos de machos reprodutivos e não reprodutivos de *Procambarus clarkii* (Girard, 1852)

Artur Antunes Navarro Valgas ^{1,2*}, Natália Medeiros de AlbulquerqueWingen ²,
GuendalinaTurcato Oliveira ², Paula Beatriz Araujo¹

¹ Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
Departamento de Zoologia, Laboratório de Carcinologia, Porto Alegre, RS, Brasil.

² Programa de Pós-graduação em Zoologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul,
Departamento de Ciências Morfossiológicas, Laboratório de Fisiologia da Conservação, Porto Alegre,
RS, Brasil.

* artur.valgas@acad.pucrs.br

PALAVRAS-CHAVE: Lagostim-vermelho, metabolismo intermediário, balanço oxidativo, repleção gástrica, reprodução, morfotipos

INTRODUÇÃO

As variações no ambiente influenciam na fisiologia e no fitness dos animais, regendo períodos de maior ou menor vulnerabilidade a estressores ambientais, sejam naturais ou antropogênicos. Em crustáceos, variações ciclo-anuais de temperatura, fotoperíodo, salinidade, umidade, oxigênio, pH, entre outros, influenciam períodos reprodutivos, crescimento e períodos de menor ou maior atividade (Silva-Castiglioni et al., 2012; Pinheiro and Oliveira, 2016). O uso de biomarcadores metabólicos e do balanço oxidativo ajuda no entendimento das dinâmicas do ambiente e como elas influenciam a fisiologia dos animais ao longo do ano. Com isso, são importantes ferramentas para biologia da conservação, pois trazem informações sobre períodos de maior ou menor suscetibilidade dos organismos em ambiente natural, assim como auxiliam a traçar estratégias de manejo para espécies invasoras (Beaulieu et al., 2014; Madliger et al., 2016). *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) é um lagostim da família Cambaridae, com área nativa de ocorrência no centro sul dos Estados Unidos e nordeste do México e que atualmente foi introduzida em muitos países (Loureiro et al., 2015ab). Essa espécie tem alta plasticidade e fecundidade com desenvolvimento, crescimento e maturação sexual rápidos (Bissattini et al., 2015; Bush et al., 2016; Goretti et al., 2016; Momot, 1995; Powell e Watts, 2010; Peruzza et al., 2015; Suko, 1956), conferindo a ela capacidade de estabelecer populações onde foi introduzida (Loureiro et al., 2015a). Ela é considerada uma espécie invasora e estudos mostram que sua introdução está relacionada à diminuição e a extinção de diversas populações de artrópodes e anfíbios (Cruz et al., 2008) e diversos impactos econômicos (Loureiro et al., 2015b). Assim, o objetivo do presente trabalho foi analisar ao longo de um ciclo sazonal alguns parâmetros ligados ao metabolismo intermediário e ao balanço oxidativo em machos reprodutivos e não reprodutivos de *Procambarus clarkii*.

METODOLOGIA

Foram coletados 147 indivíduos adultos de *Procambarus clarkii* ao longo do ano de 2016, sendo 81 machos reprodutivos e 66 machos não reprodutivos no Parque Municipal Alfredo Volpi na Cidade de São Paulo-SP, Brasil (23°35'16"S 46°42'09"W). No momento da colocação e retirada das armadilhas foram verificados os níveis de oxigênio dissolvido e a temperatura da água e o pH. Para a captura dos animais foi utilizada armadilha com atrativo de ração de gatos, sabor peixe, acondicionada em um recipiente furado que permitia a liberação de pistas químicas, mas impedia os animais de ingerirem a ração. Os animais foram pesados e medidos e as amostras de hemolinfa foram coletadas com uso de seringas de insulina contendo oxalato de potássio (10%). Após, os animais foram crioeutanasiados. O músculo abdominal, hepatopâncreas e estômago foram removidos em campo sob banho de gelo, congelados em freezer e transportados em caixas térmicas até o Laboratório de Fisiologia da Conservação, na Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. No laboratório, as amostras foram acondicionadas em freezer a -20°C até o momento das dosagens. Os estômagos foram categorizados com base na quantidade de alimento presente seguindo uma escala proposta por Willians (1981) e utilizada também por Silva-Castiglioni et al. (2016). Foram determinados os índices hepatossomáticos (Grant and Tyler 1983). Os marcadores de metabolismo do plasma (glicose, proteínas totais, ácido úrico, triglicerídeos e colesterol total) foram quantificados por espectrofotometria através do uso de kits comerciais. As análises bioquímicas dos metabólitos teciduais foram feitas por meio de espectrofotometria, em duplicata, com os resultados expressos em mg/g de peso úmido (glicogênio, proteínas lipídeos totais, triglicerídeos e colesterol). Para quantificação do balanço oxidativo os tecidos foram homogeneizados em tampão fosfato (20 mM) com de cloreto de potássio (140 mM) e de fenilmetilsulfonilfluorido, um inibidor de proteases (1 mM), em uma proporção 5ml:1g com uso de ultra-turrax (Pinheiro and Oliveira., 2016). Após a homogeneização, as amostras foram centrifugadas a 1000g, por 10min, em 4 0C. Foi medido a atividade da Superóxido dismutase, Catalase e Glutathione S-transferase e os níveis de lipoperoxidação. Os resultados obtidos foram analisados pelos programas estatísticos SPSS 20.0 e Bioestat 5.0.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O presente estudo é o primeiro a descrever um padrão de variação sazonal para marcadores do metabolismo intermediário e do balanço oxidativo de machos adultos reprodutivos (M1) e não reprodutivos (M2) de uma população do lagostim *Procambarus clarkii*, em uma área de distribuição não natural da espécie. Ambas formas não apresentaram diferença em relação ao comprimento, mas diferem em massa corporal, com M1 apresentando um maior grau de quitinização do exoesqueleto e quelípodos maiores, conferindo assim maior massa que M2, o que também foi observado por Taketomi et al. (1990). Essa diferença em massa corporal pode estar ligada à condição reprodutiva e não reprodutiva e em consequência, as diferenças bioquímico-fisiológicas. Observou-se uma clara distinção no perfil de variação sazonal do metabolismo intermediário e do balanço oxidativo entre os

morfotipos M1 e M2. Além disto, M1 apresenta maior predominância de estômagos cheios durante todo o ciclo anual estudado, como também, uma maior e mais efetiva alocação de substratos energéticos a fim de manter a atividade reprodutiva. Por outro lado, M2 apresenta menor capacidade de armazenamento das suas reservas energéticas, visto que faz uso destas para sustentar possivelmente, eventos de muda e sua própria sobrevivência. M1 parece exercer uma forte dominância hierárquica sobre M2 e isso se reflete no grau de repleção gástrica menor em M2 e negativamente no balanço do anabolismo/catabolismo de suas reservas energéticas. Tal conjunto de respostas pode ser determinante para suprimir a capacidade de M2 chegar a um status reprodutivo naquele ciclo anual. São necessários mais estudos que visem avaliar o efeito de múltiplos estressores ambientais sob a capacidade destes animais se tornarem reprodutivos, a fim de estabelecer melhores planos de manejo e controle para a espécie, em ambientes onde é considerada invasora.

CONCLUSÃO

Foi possível reconhecer as diferenças, competências e estratégias fisiológicas que esta espécie lança para manter a homeostase. Ficando clara as distinções do perfil de variação sazonal do metabolismo intermediário e do balanço oxidativo entre os morfotipos M1 e M2, com M1 apresentando maior predominância de estômagos cheios durante todo o ano como também, uma maior alocação de substratos energéticos a fim de manter a reprodução. M2 por sua vez, investe em crescimento e sobrevivência.

LITERATURA CIENTÍFICA

Bissattini, A.M., Traversetti, L., Bellavia, G., Scalici, M., 2015. Tolerance of increasing water salinity in the red swamp crayfish *Procambarus clarkia* (Girard, 1852). *Journal of Crustacean Biology*. 35(5), 682-685.

Bush, N., Bush, E., Green, C., Anderson, J., Blanchard, P., Bush, N., Conover, J., 2016. Mitigation of hypoxic ecosystems using hemolymph analysis of *Callinectes sapidus* and *Procambarus clarkia* in relation to *Spartina* grasses. *Open Journal of Ecology*. 6(08), 484.

Cruz, M.J., Segurado, P., Sousa, M., Rebelo, R., 2008. Collapse of the amphibian community of the Paul do Boquilobo Natural Reserve (central Portugal) after the arrival of the exotic American crayfish *Procambarus clarkii*. *The Herpetological Journal*. 18(4), 197-204.

Goretti, E., Pallottini, M., Ricciarini, M.I., Selvaggi, R., Cappelletti, D., 2016. Heavy metals bioaccumulation in selected tissues of red swamp crayfish: Na easy tool for monitoring environmental contamination levels. *Science of the Total Environment*. 559, 339-346.

Grant, A., and Tyler, P. A., 1983. The analysis of data in studies of invertebrate reproduction. I. Introduction and statistical analysis of gonad indices and maturity indices. *International Journal of Invertebrate Reproduction*. 6(5-6), 259-269.

Loureiro TG, Anastácio PMSG, Araujo PB, Souty-Grosset C, Almerão MP (2015)a Red swamp crayfish: biology, ecology and invasion -an overview. *Nauplius*. 23(1), 1-19.

Loureiro TG, Anastácio PM, Bueno SL, Araujo PB, Souty-Grosset C, Almerão MP (2015)b Distribution, introduction pathway, and invasion risk analysis of the North American crayfish

Procambarus clarkia (Decapoda: Cambaridae) in Southeast Brazil. *Journal of Crustacean Biology*. 35(1), 88-96.

Momot, W.T., 1995. Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Reviews in Fisheries Science*. 3, 33-63

Peruzza, L., Piazza, F., Manfrin, C., Bonzi, L.C., Battistella, S., Giulianini, P.G., 2015. Reproductive plasticity of a *Procambarus clarkii* population living 10° C below its thermal optimum. *Aquatic Invasions*. 10(2).

Pinheiro, L.C., Oliveira, G.T., 2016. Oxidative status profile in different tissues of *Parastacus brasiliensis promatensis* (Crustacea, Decapoda, Parastacidae) over a seasonal cycle. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology*. 325(5), 318-328.

Powell, M.L., Watts, S.A., 2010. Response to Long-term Nutrient Deprivation and Recovery in the Crayfishes *Procambarus clarkii* and *Procambarus zonangulus* (Crustacea, Decapoda): Component and proximate analyses. *Journal of the World Aquaculture Society*. 41(1), 71-80.

Silva-Castiglioni, D., Dutra, B.K., Oliveira, G.T., Buckup, L., 2012. Comparison of the seasonal variation of the biochemical composition in two species of freshwater crayfish from southern Brazil. *Animal Biology*. 62(1).

Silva-Castiglioni, D., Valgas, A.A.N., Machado, I.D., Freitas, B.S., Oliveira, G.T., 2016. Effect of different starvation and refeeding periods on macromolecules in the haemolymph, digestive parameters, and reproductive state in *Aegla platensis* (Crustacea, Decapoda, Aeglidae). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*. 49(1), 27-45.

Suko, T., 1956. Studies on the development of crayfish IV. Development of winter eggs. *Science Reports of Saitama University*. 2B, 213-219.

Taketomi, Y., Murata, M., and Miyawaki, M., 1990. Androgenic gland and secondary sexual characters in the crayfish *Procambarus clarkii*. *Journal of Crustacean Biology*. 10(3), 492-497.

Taketomi, Y., Nishikawa, S., and Koga, S., 1996. Testis and androgenic gland during development of external sexual characteristics of the crayfish *Procambarus clarkii*. *Journal of Crustacean Biology*. 16(1), 24-34.

Willians, M.J., 1981. Methods for analysis of natural diet in portunid crabs (Crustacea: Decapoda: Portunidae). *Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology*. 52, 103-113.

Espécies invasoras de insetos pertencentes à família Bostrichidae, interceptados em embalagens de madeira nos principais Portos da Região Sul

Gabriel de Carvalho Guimarães ^{1*}, Vinícius Alves Ferreira ¹, Felipe Colares Batista ¹

¹ Agrônômica - Laboratório de Diagnóstico Fitossanitário e Consultoria. Porto Alegre, RS, Brasil.

* gabriel.guimaraes@agronomicabr.com.br

PALAVRA-CHAVE: Praga quarentenária, ausente, presente, interceptação

INTRODUÇÃO

O comércio internacional facilita a entrada e saída de pragas que podem estar associadas aos produtos comercializados ou até mesmo presentes nas embalagens utilizadas no transporte. As embalagens e suportes de madeira utilizados para acondicionar cargas, por exemplo, é o principal meio de disseminação de pragas de florestais. Para evitar a entrada de pragas ausentes no Brasil, as quais podem estar associadas aos produtos e/ou embalagens oriundos de outros países, os portos, aeroportos e fronteiras em todo território brasileiro são fiscalizados pelo Ministério da Agricultura (MAPA). Além disso, é também responsabilidade do MAPA definir as espécies de pragas consideradas quarentenárias presentes e ausentes no Brasil, atualmente divulgadas por meio das Instruções Normativas nº 38/2018 e 39/2018. Como resultado das inspeções realizadas pelos Fiscais Agropecuários do Ministério da Agricultura, interceptações de pragas em embalagens e suportes de madeira ocorrem com frequência. O Laboratório Agrônômica faz parte da Rede Nacional de Laboratórios Agropecuários credenciados pelo MAPA e recebe parte destas interceptações para realizar a identificação das espécies. Dentre as principais pragas disseminadas por transporte de cargas estão os insetos da família Bostrichidae, que são conhecidos por atacar tanto madeira *in natura* quanto seca. Apesar de todo o trabalho de fiscalização, algumas espécies já foram introduzidas no Brasil, como a espécie *Sinoxylon unidentatum* (Coleoptera: Bostrichidae), detectada atacando madeira de teca no Mato Grosso. Os portos da Região Sul são importantes centros logísticos de cargas no Brasil e recebem grande volume de navios de diversos locais do mundo. O objetivo do presente estudo é caracterizar as espécies de pragas da família Bostrichidae, detectadas em madeira nos navios principais portos da Região Sul, que foram identificados pelo laboratório Agrônômica entre 2014 e 2019.

METODOLOGIA

Os insetos coletados pelos fiscais agropecuários após as inspeções oficiais realizadas nas cargas oriundas de outros países foram recebidas pelo Laboratório Agrônômica para identificação ao nível de espécie. Foram recebidos insetos de 7 portos, Itajáí-SC, Itapoá-SC, Imbituba-SC, Paranaguá-PR, Navegantes-SC, Rio Grande-RS, São Francisco do Sul-SC e um inseto do terminal de carga do Aeroporto Salgado Filho, em Porto Alegre. Os insetos foram avaliados por especialistas utilizando microscópio estereoscópico e identificados utilizando chaves taxonômicas conforme a região de

origem. Para a identificação de insetos oriundos da Ásia, utilizou-se Liu et al. (1996) e Sittichaya (2019), para insetos da América do Norte Beiriger & Sites (1996) e para insetos da subfamília Lyctinae o trabalho de Gerberg (1957) foi consultado. Outras fontes e meios digitais foram utilizados como ferramenta complementar para identificação. Foi realizada uma pesquisa no banco de dados do Laboratório Agrônômica, selecionando as espécies provenientes de coletas em embalagens e pallets de madeira, em inspeções de cargas realizadas nos portos da região Sul do Brasil. Os dados representam identificações de insetos pertencentes à família Bostrichidae, recebidas pelo laboratório 2014 até outubro de 2019. Os insetos foram classificados em pragas quarentenárias presentes e ausente (PQP e PQA), praga exótica não regulamentada (PE) ou praga presente no território brasileiro (PP) para melhor compreensão dos resultados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi observado um crescimento de 16% no número de interceptações de insetos desde 2014, em portos da Região Sul. Ao todo foram recebidos 150 insetos para identificação, em 2015 foi observado o maior número de recebimentos num total de 47 insetos. Em 2019 até o mês de outubro já foram recebidos 33 insetos, número que deve aumentar até o encerramento do ano. O aumento deve estar associado ao fortalecimento das inspeções, uma vez que se intensificam as buscas por determinadas pragas regulamentadas, além da implementação de melhorias nos sistemas de fiscalização utilizados pelo órgão responsável (Monteferrante, 2018). Os portos com o maior número de interceptações foram Itajaí (47 insetos), Itapoá (41), São Francisco do Sul (25) e Rio Grande (15), o que está diretamente ligado ao tamanho dos portos e conseqüentemente ao número de cargas inspecionadas. Os insetos recebidos procederam de 17 países distintos, 79% em cargas vindas da Ásia, 12% de países da América do Sul, principalmente vindos da Colômbia. Os países com o maior número de Interceptações foram Índia, Vietnã e China com 65, 20 e 18 insetos identificados, respectivamente. Colômbia, Indonésia e México também foram expressivos com 17, 8 e 6 insetos identificados, respectivamente. Ao todo foram identificadas 12 espécies da família Bostrichidae. As espécies mais encontradas foram *S. anale* e *S. unidentatum*, seguido por *Heterobostrychus aequalis*, mesmo resultado foi observado para o Porto de Santos. Dos insetos identificados 46% são classificados como PQA. O alto número de insetos encontrados nesta categoria se justifica, pois todo gênero o *Sinoxylon* é quarentenário ausente, com exceção de *S. unidentatum* que é considerada PP. Os demais 54% se enquadram nas categorias PE e PP, destacam-se nas pragas presentes as espécies *S. unidentatum*, *H. aequalis* e *Lyctus brunneus* mais frequentemente identificadas. Apenas 2 espécies identificadas podem ser classificadas como pragas exóticas não regulamentadas, *Minthea rugicolis* e *Trogoxylon aequale*. Segundo dados da FAO, estima-se que o as perdas ocasionadas por insetos praga chegam a afetar quase 10% da área de florestas em regiões como África e América do Norte. Nos EUA, perdas estimadas em 2 bilhões dólares foram atribuídas aos danos causados por pragas florestais no ano de 2005. Com a entrada

de *S. unidentatum*, uma única espécie exótica, foram registradas perdas significativas em áreas de cultivo de Teca de aproximadamente 88 mil hectares.

CONCLUSÃO

O uso de embalagens e suportes de madeira no transporte de cargas é um meio de disseminação de pragas, muitas delas exóticas no Brasil. Isso reforça a importância da fiscalização portuária realizada pelos profissionais do MAPA para evitar a introdução de pragas que comprometam a produção florestal brasileira. Vale ressaltar a importância do trabalho de identificação realizado pelos laboratórios credenciados no suporte as atividades fiscalização.

LITERATURA CIENTÍFICA

BEIRIGER, R.L.; SITES, R.W. The bostrichidae (Coleoptera) of missouri. Journal of the Kansas Entomological Society, p. 45-68, 1996.

GERBERG, E.J.A revision of the new world species of powder-post beetles belonging to the family Lyctidae. US Dept. of Agriculture, 1957.

HAACK, R.A.; PETRICE, T.R. Bark-and wood-borer colonization of logs and lumber after heat treatment to ISPM 15 specifications: the role of residual bark. Journal of Economic Entomology, v. 102, n. 3, p. 1075-1084, 2009.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. Indústria Brasileira de Árvores. [Brasília]: Iba, 2014. Disponível em: http://www.iba.org/shared/iba_2014_pt.pdf. Acesso em: 25/10/2019.

IPPC, FAO. Regulation of Wood Packaging Material in International Trade. International Standards for Phytosanitary Measures 15. International Plant Protection Convention of the Food and Agricultural Organization. 2013.

LIU, L.Y.; BEAVER, R.A.; YANG, J.T. The Bostrichidae (Coleoptera) of Taiwan: a key to species, new records, and a lectotype designation for *Sinoxylon mangiferae* Chujo. Zootaxa, v. 1307, n. 1, p. 1-33, 2006. Beiriger, R.L., Sites, R.W. 1996. The Bostrichidae (Coleoptera) of Missouri. Journal of the Kansas Entomological Society, 69(1): 45-68.

MEURISSE, N. et al. Common pathways by which non-native forest insects move internationally and domestically. Journal of Pest Science, v. 92, n. 1, p. 13-27, 2019.

MONTEFERRANTE, E.C. et al. Interceptações de pragas em embalagens de madeira no Porto de Santos. Revista de Política Agrícola, v. 27, n. 1, p. 132, 2018.

PERES FILHO, O. et al. First record of *Sinoxylon conigerum* Gerstäcker (Coleoptera: Bostrichidae) in Brazil. Neotropical Entomology, v. 35, n. 5, p. 712-713, 2006.

SITTICHAYA, W. et al. An illustrated key to powder post beetles (Coleoptera, Bostrichidae) associated with rubberwood in Thailand, with new records and a checklist of species found in Southern Thailand. Zookeys, v. 26, p. 33, 2009.

SNIF. 2017. Boletim 2017 sobre Recursos Florestais no Brasil. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/publicacoes/3230-boletim-snif-2017-ed1-final/file>. Acesso em: 25/10/2019.

Situação do javali nas Unidades de Conservação do Rio Grande do Sul

Matheus Fragoso Etges ^{1*}, Demétrio LuisGuadagnin ¹, Andreas Kindel ¹

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

* matheus.etges@gmail.com

PALAVRAS-CHAVE: Questionário, manejo, *Sus scrofa*

INTRODUÇÃO

Atualmente, no sul do Brasil, o javali (*Sus scrofa*) tem sido alvo de inúmeras reclamações por parte dos gestores das unidades de conservação devido a possíveis alterações das comunidades vegetais (Ballari e Barrios-García, 2013). Além disso, o javali é competidor com diferentes vertebrados sul-americanos, tais como tartarugas terrestres gigantes em Galápagos (Coblentz e Baber, 1987), veado-campeiro no Pampa argentino (Pérez Carusi et al., 2009) e tayassuídeos no Pantanal (Galetti et al., 2015). Na América do Sul, os primeiros registros de javalis datam de 1904, quando os animais foram trazidos da Europa para a província de La Pampa, Argentina, para fins de caça (JAKSIC et al., 2002; Merino e Carpinetti, 2003). Em 1928, foram introduzidos no Departamento de Colônia, no Uruguai, e no Brasil, em fazendas de São Paulo (SP) e do Rio Grande do Sul (RS) em 1996 e 1997. O primeiro registro do estado selvagem no RS foi em 1980 na fronteira com o Uruguai (Deberdt et al., 2005; Deberdt e Scherer, 2007), e desde então, estas populações vêm se expandindo na região. Pedrosa et al. (2015), mostram que os suínos selvagens estão presentes em 472 municípios brasileiros, em quatro das cinco regiões políticas do país, apresentando um padrão de populações regionalmente isoladas. A região mais afetada é a sudeste, seguida pela região sul, centro-oeste e nordeste. No RS, o levantamento feito por Ferreira et al. (2005), mostra a presença de javalis na Área de Proteção Ambiental Rota do Sol e na Estação Ecológica de Aratinga, já em 2012 o número aumentou para 11 UCs (Ziller e Dechoum, 2013). E o último levantamento, feito por Guadagnin e colaboradores em 2014 (dados pessoais), mostra a presença desta espécie em 13 UCs. Isto indica uma expansão da distribuição desta espécie pelo estado. Assim, este trabalho tem como finalidade avaliar a situação atual do javali nas UCs do RS atualizando em quais áreas ocorre, quais áreas realizam ou não o manejo e, se não, o porquê.

METODOLOGIA

Para a aquisição das informações se utilizou um questionário que foi preenchido online. A elaboração do questionário foi realizada na plataforma REDcap (<https://www.redcapbrasil.com.br/>) e neste instrumento há perguntas de múltipla escolha e perguntas discursivas (algumas exigindo respostas curtas e outras, um parágrafo mais elaborado). A sequência e o número de perguntas mudam conforme as respostas que são preenchidas para ficar de acordo com as informações fornecidas. Se estima que o tempo de preenchimento seja de até 20 minutos,

dependendo se o entrevistado utiliza diversas técnicas de manejo ou não. As seções abordadas são: 1) a presença do javali; 2) a prioridade do manejo do javali em relação as outras prioridades da UC; 3) a ocorrência de estratégias de manejo e quais são elas; 4) caso seja utilizado algum tipo de armadilha, especificações dos materiais utilizados, o procedimento de utilização, e iscas utilizadas; e 5) os procedimentos de cada campanha de manejo, duração e pessoas envolvidas. Os respondentes são os gestores ou responsáveis administrativos pelas unidades de conservação localizadas no estado do Rio Grande do Sul. Serão utilizadas UCs municipais, estaduais, federais, e Reserva Particular do Patrimônio Natural. Nenhuma informação será utilizada para penalizar quaisquer pessoas e instituições envolvidas. Os dados que forem obtidos serão analisados de forma descritiva, permitindo a criação de porcentagens da presença do javali e das técnicas utilizadas, se houver manejo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Das 57 unidades de conservação (UCs), as quais foram enviadas solicitações, foram obtidas respostas de 24, sendo: cinco parques estaduais; cinco parques municipais; sete áreas de proteção ambiental; duas áreas de relevante interesse ecológico; uma estação ecológica; uma floresta nacional; um refúgio da vida silvestre, e duas reservas biológicas. A metade dos respondentes disse não haver javali na área, sendo a maioria dentro de perímetros urbanos. Com relação as datas dos primeiros registros dentro das UCs, temos: um para cada um os anos de 2005, 2007, 2008, 2012, quatro para 2015, um para 2017, dois para 2018, e um para 2019. Se levarmos em conta que o estudo de Guadagnin e colaboradores realizado em 2014 apontava a presença em 13 UCs, temos um aumento da expansão da espécie, visto que oito UCs relatam a primeira ocorrência depois de 2015. Com relação a percepção dos gestores sobre a relevância do javali dentre todos os causadores de efeitos negativos nas UCs, foi respondido que o javali representa em média 35% (com desvio de 25%) dos efeitos. Já, considerando apenas as espécies invasoras, o javali representa 47% dos efeitos negativos (com desvio de 28%). Essas informações mostram que, dentre todos os efeitos, o javali não é o maior responsável por estes efeitos negativos, contudo dentre as espécies invasoras, ele corresponde a quase 50% destes. Também se deve levar em conta que a abundância de javali varia entre as unidades, mudando assim os possíveis efeitos na paisagem. Com relação ao manejo, apenas uma unidade relatou fazer alguma ação de controle, que é a utilização de armadilhas tipo curral. Fazendo uma análise das justificativas para a não realização do manejo, foram duas justificativas apontadas: a falta de equipe técnica especializada e a baixa densidade de animais. A falta de equipe técnica especializada poderia ser superada com cursos de capacitação e guias de manejo voltados para UCs. Já, a justificativa de baixa densidade não é válida cientificamente, pois o controle no início da invasão é muito mais efetivo apesar de ser mais custoso (Marbuah et al., 2014).

CONCLUSÃO

Apesar de apenas 50% das unidades terem respondido o questionário, já podemos perceber que houve um aumento na distribuição do javali nas Unidades de

Conservação no estado do Rio Grande do Sul. Os resultados desta pesquisa serão norteadores na elaboração de um guia técnico, já em elaboração, para a implementação do controle dentro das UCs. Também, esta pesquisa está em andamento, e será feito um novo contato com as UCs não respondentes, além de expandir o questionamento para outros estados.

LITERATURA CIENTÍFICA

BALLARI, S.A.; BARRIOS-GARCÍA, M.N. 2014. A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mammal Review*, 44(2), 124-134.

COBLENTZ, B.E.; BABER, D.W. 1987. Biology and control of feral pigs on Isla Santiago, Galapagos, Ecuador. *Journal of Applied Ecology*, 403-418.

DEBERDT, A.J.; SCHERER, S.B. 2007. O javali asselvajado: ocorrência e manejo da espécie no Brasil. *Natureza & Conservação*, 5(2), 23-30.

DEBERDT, A.J.; FISCHER, W.A.; FRANKENBERG, S.T.; SCHERER, S.B. 2005. 10 anos de controle do javali asselvajado no Estado do Rio Grande do Sul. *Apresentação oral e painel no I Simpósio Brasileiro Sobre Espécies Exóticas Invasoras*.

FERREIRA, S.; STUMPF, P.; COLOMBO, P.; Mähler Jr, J.K.F.; FOCCHI, S.; CASTRO, F. 2005. Diagnóstico preliminar das espécies exóticas invasoras nas Unidades de Conservação do Rio Grande do Sul inseridas no Projeto Conservação da Mata Atlântica. *SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS*, 1.

GALETTI, M.; CAMARGO, H.; SIQUEIRA, T.; KEUROGHLIAN, A.; DONATTI, C.I.; JORGE, M.L.S.; RIBEIRO, M.C. 2015. Diet overlap and foraging activity between feral pigs and native peccaries in the Pantanal. *PloSone*, 10(11), e0141459.

JAKSIC, F.M.; IRIARTE, J.A.; JIMÉNEZ, J.E.; MARTÍNEZ, D.R. 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological invasions*, 4(1-2), 157-173.

MARBUAH, G.; GREN, I. M.; MCKIE, B. 2014. Economics of harmful invasive species: a review. *Diversity*, 6(3), 500-523.

MERINO, M.L.; CARPINETTI, B.N. 2003. Feral pig *Sus scrofa* population estimates in Bahía Samborombón conservation area, Buenos Aires province, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 10(2), 269-275.

PEDROSA, F.; SALERNO, R.; VINICIUS, F.; PADILHA, B.; GALETTI, M. 2015. Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. *Brazilian Journal of Nature Conservancy*, 13:84-87.

PÉREZ CARUSI, L.C.; BEADE, M.S.; MIÑARRO, F.; VILA, A.R.; GIMÉNEZ-DIXON, M.; BILENCA, D.N. 2009. Relaciones espaciales y numéricas entre venados de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celestis*) y chanchos cimarrones (*Sus scrofa*) em el Refugio de Vida Silvestre Bahía Samborombón, Argentina. *Ecología austral*, 19(1), 63-71.

ZILLER, S.R.; DE SÁ DECHOUM, M. 2014. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, (2), 4-31.

Dieta de *Sus scrofa* e suas implicações na agropecuária e na biodiversidade no Brasil

Isadora Bisognin Cervo ^{1*}, Demetrio Luis Guadagnin ¹

¹ *Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.*

* *isacervo@hotmail.com*

PALAVRAS-CHAVE: Javali, macronutrientes, invasão biológica, Campos Sulinos, Florestas de Araucária, Pantanal

INTRODUÇÃO

O javali (*Sus scrofa*) tem demonstrado grande capacidade de invasão e de produção de danos à biodiversidade e agropecuária, sendo considerado uma das 100 piores espécies invasoras do mundo (Lowe et al., 2000). A amplitude do nicho alimentar, os hábitos alimentares e as variações entre indivíduos são aspectos fundamentais no entendimento de como a espécie interage nos ecossistemas invadidos (Senior et al., 2016). Neste trabalho caracterizamos e comparamos a dieta e o nicho alimentar do javali em três ecorregiões neotropicais no Brasil. Os objetivos gerais deste trabalho são verificar hipóteses sobre a relação entre a dieta do javali e atributos individuais, fatores ambientais e métodos de captura e colaborar no entendimento dos possíveis riscos que a espécie pode representar para a produção agropecuária e a conservação da biodiversidade nessas ecorregiões. Especificamente, investigamos as seguintes expectativas: 1) que a dieta varie entre sexos, com fêmeas ingerindo mais proteínas, mas não varie entre idades devido ao hábito gregário nem ao turno de atividade, devido à plasticidade comportamental; 2) que a composição de itens alimentares e a gama de atributos físicos dos recursos alimentares são amplas e variam regionalmente e estacionalmente; 3) que o consumo de grãos cultivados, quando disponíveis, tem papel importante na dieta devido ao seu alto valor nutricional e facilidade de acesso.

METODOLOGIA

O estudo foi realizado em áreas de três ecorregiões brasileiras incluídas em três diferentes províncias biogeográficas da Região Neotropical (Morrone, 2014) – Pantanal (Cerrado), Campos Sulinos (Pampa) e Florestas Úmidas de Araucária (Floresta de Araucária). Obtivemos o conteúdo estomacal de javalis abatidos por caçadores entre junho de 2015 e outubro de 2016 nos Campos Sulinos, com 45 amostras, e nas Florestas de Araucária (Estado do Rio Grande do Sul), com 15 amostras, e em setembro e outubro de 2015, com 31 amostras, e junho de 2016, com 27 amostras, no Pantanal (Fazenda Santa Lúcia, Estado do Mato Grosso). Determinamos os itens alimentares sob lupa estereoscópica, classificando-os em sete categorias: forragem (partes da planta acima do solo, exceto frutos e sementes), grãos cultivados (sementes de cultivos predadas de lavouras), sementes silvestres, frutos, raízes, invertebrados, vertebrados e madeira. De cada animal abatido registramos o sexo (macho ou fêmea), o estrato etário (juvenil ou adulto), o método

de captura (caça com cães, captura em armadilhas, caça noturna com holofotes) e o turno da captura (manhã, tarde ou noite). A porcentagem em volume foi calculada para cada item alimentar através do deslocamento da água em uma proveta volumétrica. Registramos a porcentagem em volume de cada item alimentar no estômago conforme Skewes et al. (2007). Utilizamos Análise de Componentes Principais (PCA) para examinar a existência de padrões de dieta em cada ecorregião e Análise de Redundância (RDA) para verificar como a dieta varia em função de atributos dos indivíduos – sexo e idade, o método de captura e a distribuição espacial e temporal das amostras – estação do ano, turno do abate, ecorregião. Utilizamos a medida de Levins estandardizada (Feinsinger et al., 1981) calculada em planilha Excel para estimar a amplitude de nicho alimentar e o índice de Pianka para verificar a sobreposição de nicho alimentar (Colwell 1971). Analisamos a composição alimentar e de macronutrientes através da ferramenta gráfica RMT (Right-Angled Mixture Triangles), utilizada para visualizar a distribuição de macronutrientes em um espaço de macronutrientes multidimensional.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Raízes e forragem estão entre os itens consumidos em maior volume e com maior frequência nas três ecorregiões estudadas. Grãos cultivados compõe uma parcela importante da dieta nas duas ecorregiões caracterizadas por matriz agrícola, sendo os mais consumidos aveia, sorgo, azevém, milho, arroz e soja. Quando disponíveis, grãos cultivados parecem ser preferidos à forragem, o que pode ser explicado por possuírem alto valor energético associado ao baixo esforço de forrageio (CALEY, 1993). O consumo de vertebrados foi frequente no Pantanal (principalmente anfíbios) e nos Campos Sulinos (principalmente ovinos e tatus), mas o volume foi pequeno nas três ecorregiões. O consumo de pinhão foi registrado em apenas uma amostra, talvez devido à baixa produção de pinhão (EMATER, 2016) e às poucas amostras na Floresta de Araucária. Algumas amostras com vertebrados continham larvas de moscas, indicando que pelo menos parte deste consumo foi de carcaças. A RDA mostrou que os javalis tendem a frequentar áreas cultivadas ou áreas abertas com mais frequência durante a noite, em busca de grãos cultivados e mantem-se refugiados durante o dia em áreas florestais, consumindo proporcionalmente mais raízes e forragem. Não detectamos diferenças importantes de dieta entre os sexos e estratos etários. O hábito gregário pode minimizar as diferenças de conteúdo alimentar entre os animais. Nas três regiões estudadas no Brasil a dieta que registramos situa-se na margem do alvo ideal da dieta que maximiza a aptidão do javali conforme Senior et al. (2016), principalmente pela baixa ingestão proteica, sugerindo que a obtenção de recursos alimentares pode ser um fator limitante da reprodução e taxa de crescimento nestas áreas invadidas, ainda que não impeditivo da colonização e expansão. A oferta de alimento estimula o sucesso reprodutivo através da precocidade da estação de estro e da idade da primeira reprodução e maior ninhada (Geisser e Reyer, 2005).

CONCLUSÃO

De forma geral, a dieta de javalis nas ecorregiões estudadas sugere que os principais danos à biodiversidade se devem pela competição difusa por exploração de recursos ou alterações nos habitats. De forma geral, o comportamento alimentar parece afetar esporadicamente a fauna e flora das ecorregiões. Porém, o consumo de raízes pode desestruturar o solo e facilitar a erosão. O consumo de grãos cultivados gera danos à agricultura, já que é um item alimentar de alto valor energético e disponível.

LITERATURA CIENTÍFICA

CALEY, P. 1993. Population dynamics of feral pigs (*Sus Scrofa*) in a tropical riverine habitat complex. *Wildl Res*, 20, pp.625–636.

COLWELL, R.K., A.D.J.F., 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*, 52(4): pp.567–576.

EMATER. 2016. Safra do pinhão tem mais um ano de quebra. Available at: <http://www.emater.tche.br/site/noticias/detalhe-noticia.php?id=24130#.WTNrfOvyvIU>.

FEINSINGER, P.; SPEARS, E.E.; POOLE, R.W. 1981. A simple measure of niche breath. *Ecology*, 62, pp.27–32.

GEISSER, H.; REYER, H.U. 2005. The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). *Journal of Zoology*, 267(01), pp.89–96. Available at: <http://dx.doi.org/10.1017/S095283690500734X>.

LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S.; D.P.M. 2000. 100 of the World' S Worst Invasive Alien Species. *Published by The Invasive Species Specialist Group ISSG a specialist group of the Species Survival Commission SSC of the World Conservation Union IUCN 12pp First published as special liftout in Aliens*, 12(3), p.12. Available at: http://interface.creative.auckland.ac.nz/database/species/reference_files/100English.pdf.

MORRONE, J.J. 2014. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. 3782(1).

SENIOR, A.M. et al. 2016. Macronutritional consequences of food generalism in an invasive mammal, the wild boar. *Mammalian Biology – Zeitschrift für Säugetierkunde*, 81(5), pp.523–526. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1616504716300520>.

SKEWES, Ó.; RODRÍGUEZ, R.; JAKSIC, F.M. 2007. Ecología trófica deljabalíeuropeo (*Sus seroja*) silvestre en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80(3), pp.295–307.

Avaliação de tuberculose em suídeos asselvajados no Rio Grande do Sul

Fabiana Quoos Mayer ^{1*}, Anna Luiza Gisler Maciel ¹, Thais Silveira Bueno ¹,
Márcia Regina Loiko ¹, Angélica Cavalheiro Bertagnolli ¹

¹ Departamento de Diagnóstico e Pesquisa Agropecuária do Instituto de Pesquisas Veterinárias Desidério Finamor – IPVDF, Secretaria de Agricultura, Pecuária e Desenvolvimento Rural – SEAPDR, Eldorado, RS, Brasil. * fabiana-mayer@agricultura.rs.gov.br

PALAVRAS-CHAVE: Javalis, *Mycobacterium tuberculosis*, saúde única, tuberculose bovina

INTRODUÇÃO

Em décadas recentes, o reconhecimento de transmissão de doenças na interface entre humanos, animais domésticos e animais silvestres tem aumentado. Vários exemplos demonstram questões críticas associadas aos animais silvestres como reservatórios de patógenos. A tuberculose é um deles, estando presente em muitas populações silvestres em diferentes partes do mundo (Gormley e Corner, 2018). Esta é uma doença infecciosa zoonótica de distribuição global que afeta diversas espécies de animais e é causada por *Mycobacterium tuberculosis*, recentemente reclassificada como apenas uma espécie com diferentes variantes (Riojas et al., 2018). A tuberculose é considerada reemergente, sendo a existência de reservatórios silvestres um dos fatores que contribuem para esta classificação (Thoen et al., 2016). Além de representar risco à saúde humana, a tuberculose bovina é responsável por perdas econômicas no setor pecuário. No Brasil, o Programa Nacional de Controle e Erradicação de Brucelose e Tuberculose Bovina (PNCEBT) foi instituído em 2001 e os dados do Rio Grande do Sul de janeiro a agosto de 2019 mostram mais de 1800 casos de tuberculose bovina, com uma prevalência estimada de 1,2% (SEAPDR, 2019). Devido à relevância do tema, estudos abordando o papel dos animais silvestres como reservatórios de tuberculose estão sendo realizados. Nesse contexto, incluem-se os suídeos asselvajados ou javalis de vida livre, espécie exótica invasora no Brasil, cujas populações são formadas por animais híbridos, resultantes do cruzamento com porcos domésticos (Pedrosa et al., 2015). Apesar do aumento populacional e dos problemas gerados pela presença desses animais, ainda pouco é conhecido sobre esse tema. Assim, o objetivo deste trabalho é avaliar a presença de *M. tuberculosis* var. bovis, bactéria causadora de tuberculose bovina, em suídeos asselvajados no Rio Grande do Sul e comparar os métodos de diagnóstico *post mortem* empregados quanto à eficiência na detecção da doença.

METODOLOGIA

Foram avaliadas amostras de javalis abatidos na reserva ambiental Barba Negra, em Barra do Ribeiro (n=77), de São Francisco de Paula (n=1) e de Herval (n=2), todos no Estado do Rio Grande do Sul (autorização de caça no IBAMA nº 723418 e autorização SISBIO nº 28741745). Foram coletadas amostras de pulmão, fígado, baço, rim e

linfonodos retrofaríngeo, submandibular, torácico, mesentérico e inguinal entre setembro de 2013 e setembro de 2015. As amostras foram congeladas a -20°C para análise molecular e conservadas em formol 10% tamponado por no mínimo 24 horas para histopatologia. Após a fixação, o material foi incluído em parafina e cortes histológicos de $3\ \mu\text{m}$ foram obtidos de cada bloco (Luna et al., 1968), seguidos da coloração com hematoxilina e eosina. (Caputo et al., 2011). Os cortes histológicos foram avaliados em microscópio óptico e os achados classificados de acordo com Varello e colaboradores (2008). Para análise molecular, foi realizada a extração de DNA a partir de tecidos seguindo o protocolo de fenol-clorofórmio descrito por Singh et al. (2000) e o *pellet* foi eluído em $40\ \mu\text{L}$ de água ultra pura. Após a extração, as amostras de DNA foram quantificadas no espectrofotômetro de microvolumes e foi realizada PCR convencional para o gene da Gliceraldeído-3-fosfato-desidrogenase (*GAPDH*) de suínos para confirmar a ausência de inibidores no DNA (Maciel et al., 2018). Para as amostras com resultados positivos na PCR para *GAPDH* foi realizada PCR para *M. tuberculosis* var. bovis (Mayer et al., 2012). Os amplicons foram submetidos à eletroforese em gel de agarose 1,5% (p/v) e os resultados foram visualizados através de luz ultravioleta. Das amostras com resultados positivos na PCR e histopatologia, foi realizado isolamento bacteriano com descontaminação das amostras pelo método de Petroff (De Kantor et al., 1998). Para a avaliação dos métodos aplicados para detectar bTB em javalis, foi calculado o coeficiente kappa sobre os resultados de PCR e histopatologia. Além disso, as frequências de isolamento a partir de amostras com resultados positivos e negativos na PCR e na histopatologia foram comparadas através do teste de Qui Quadrado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na PCR foram avaliados 80 animais e 639 órgãos, dos quais a frequência de positividade foi de 31,3% (25/80) e 7,8% (50/639), respectivamente. Na histopatologia, 68 animais e 567 órgãos foram avaliados, e a frequência de alterações histopatológicas foi de 27,9% (19/68) e 4,2% (24/567), respectivamente (Maciel et al., 2018). As amostras com resultados positivos na PCR ou histopatologia (71 órgãos de 37 animais) foram submetidas ao isolamento bacteriano. Os resultados mostraram que 31 órgãos de 19 animais tiveram *M. tuberculosis* isolado, correspondendo a 23,8% dos animais avaliados (Maciel et al., 2018). O coeficiente kappa foi calculado para avaliar a concordância da PCR e histopatologia e o resultado foi 0,05. Não houve diferença de frequência de isolamento bacteriano com relação aos resultados positivos e negativos da PCR ($P=0,7$) e histopatologia ($P=0,3$). Das 50 amostras com resultado positivo na PCR para *M. tuberculosis* var. bovis, 44% tiveram isolamento bacteriano; dos 21 tecidos com resultado negativo nesta reação, 48% tiveram isolamento bacteriano. Entre as 22 amostras com alterações histopatológicas, 36,4% tiveram isolamento bacteriano; entre as 49 sem alterações, houve isolamento em 49,0%. O padrão ouro no diagnóstico post-mortem de tuberculose é o isolamento bacteriano; no entanto, há necessidades de instalações de biossegurança e o resultado pode levar até três meses. Por isso, a PCR e histopatologia foram aplicadas neste estudo como métodos de triagem. Os resultados mostraram, no entanto, que

esta abordagem pode ter levado à subestimação dos resultados referentes ao isolamento bacteriano. O desempenho da PCR é baixo quando há pouca quantidade de micobactérias nos tecidos, que parece ser o caso da maioria das amostras dos animais avaliados (Santos et al., 2010). Mesmo com as limitações evidenciadas, a triagem deve ser considerada em estudos populacionais. No que se refere à presença de *M. tuberculosis* em suídeos asselvajados, a translocação de animais e invasão de habitats têm facilitado a transmissão de patógenos entre animais silvestres e domésticos (Palmer et al., 2012). Embora não tenha sido possível provar neste estudo que os javalis desempenham um papel no ciclo da tuberculose na área estudada, os resultados chamam a atenção para que medidas de controle e vigilância epidemiológica sejam estimuladas. Para o nosso conhecimento, este foi o primeiro estudo a avaliar a presença de *M. tuberculosis* em uma população animal de vida livre no Brasil.

CONCLUSÃO

Este trabalho mostrou que há infecção por *M. tuberculosis* var. bovis em populações de suídeos asselvajados no Rio Grande do Sul. Além disso, pode-se concluir que os testes utilizados como triagem (PCR e histopatologia) foram pouco eficientes. Em parte isso pode se dar pelo fato de a maioria dos animais não terem lesões macroscópicas sugestivas de tuberculose. A avaliação de animais de outras áreas do Estado é importante para melhor dimensionar o problema sanitário que os javalis podem causar.

LITERATURA CIENTÍFICA

CAPUTO, L.F.G.; MANSO, P.P.A.; GITIRANA, L.B. 2011. Técnicas Histológicas. In: CAPUTO, L.; MOLINARO, E.; AMENDOEIRA, R. (Org.). Conceitos e Métodos para a Formação de Profissionais em Laboratórios de Saúde. 1 ed. Rio de Janeiro: EPSJV/Fiocruz, 2011, v. 02, p. 1-254.

DE KANTOR, I.N.; KIM, S.J.; FRIEDEN, T.R.; LASLO, A.; LUELMO, F.; NORVAL, P.Y.; HIEDER, H.; VALENZUELA, P.; WEYER, K. 1998. Laboratory services in tuberculosis control. Organization and management. Part III Culture. WHO/TB/98.258. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

GORMLEY, E.; CORNER, L.A.L. 2018. Wild Animal Tuberculosis: Stakeholder Value Systems and Management of Disease. *Front Vet Sci.*, 21;5:327.

LUNA, L.G. 1968. Manual of Histology staining methods of the Armed Forces Institute of Pathology. New York: McGraw-Hill, 1968.

MACIEL, A.L.G.; LOIKO, M.R.; BUENO, T.S.; MOREIRA, J.G.; COPPOLA, M.; DALLA COSTA, E.R.; SCHMID, K.B.; RODRIGUES, R.O.; CIBULSKI, S.P.; BERTAGNOLLI, A.C.; MAYER, F.Q. 2018. Tuberculosis in Southern Brazilian wild boars (*Sus scrofa*): First epidemiological findings. *Transbound Emerg Dis.*, 65(2):518-526.

MAYER, F.Q.; CERVA, C.; DRIEMEIER, D.; DA CRUZ, C.E.; LOIKO, M.R.; COPPOLA, M. de M.; CIBULSKI, S.; BERTAGNOLLI, A.C. 2012. Mycobacterium bovis infection in a collared peccary (*Tayassu tajacu*): insights on tuberculosis wild reservoirs. *Vet Microbiol*, 160(3-4):549-51. doi: 10.1016/j.vetmic.2012.06.033. Epub 2012 Jul 4.

PALMER, M.V.; THACKER, T.C.; RAYWATERS, W.; GORTÁZAR, C.; CORNER, L.A.L. 2012. *Mycobacterium bovis*: A model pathogen at the interface of livestock, wildlife, and humans. *Veterinary Medicine International*.

PEDROSA, F.; SALERNO, R.; PADILHA, F.V.B.; GALETTI, M. 2015. Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. *Natureza & Conservação*, v. 13, p. 84-87.

RIOJAS, M.A.; MCGOUGH, K.J.; RIDER-RIOJAS, C.J. 2018. Phylogenomic analysis of the species of the *Mycobacterium tuberculosis* complex demonstrates that *Mycobacterium africanum*, *Mycobacterium bovis*, *Mycobacterium caprae*, *Mycobacterium microti* and *Mycobacterium pinnipedii* are later heterotypic synonyms of *Mycobacterium tuberculosis*. *Int J Syst Evol Microbiol*, 68:324–32.

SANTOS, N.; GERALDES, M.; AFONSO, A.; ALMEIDA, V.; CORREIA-NEVES, M. 2010. Diagnosis of tuberculosis in the wild boar (*Sus scrofa*): A comparison of methods applicable to hunter-harvested animals. 2010. *PLoS ONE* 5(9): e12663.

SEAPDR – Secretaria de Agricultura, Pecuária e Desenvolvimento Rural do Rio Grande do Sul. Estatísticas PNCEBT no RS. In: <https://www.agricultura.rs.gov.br/secao-de-vigilancia-zoosanitaria-pncebt>. Acessado em 20/10/2019.

SINGH, K.K.; MURALIDHAR, M.; KUMAR, A.; CHATTOPADHYAYA, T.K.; KAPILA, K.; SINGH, M.K.; SHARMA, S.K.; JAIN, N.K.; TYAGI, J.S. 2000. Comparison of in house polymerase chain reaction with conventional techniques for the detection of *Mycobacterium tuberculosis* DNA in granulomatous lymphadenopathy. *J Clin Pathol*, 53(5):355-61.

THOEN, C.O.; KAPLAN, B.; THOEN, T.C.; GILSDORF, M.J.; SHERE, J.A. 2016. Zoonotic tuberculosis. A comprehensive ONE HEALTH approach. *Medicina (B Aires)*, 76(3):159-65.

VARELLO, K.; PEZZOLATO, M.; MASCARINO, D.; INGRAVALLE, F.; CARAMELLI, M.; BOZZETTA, E. 2008 Comparison of histologic techniques for the diagnosis of bovine tuberculosis in the framework of eradication programs. *Journal of Veterinary Diagnosis Investigation*, 20: 164-169.

Legislações de vigilância sanitária para Peste Suína Clássica em suídeos asselvajados no Brasil e os resultados do Estado do Rio Grande do Sul

Juliane Webster de Carvalho Galvani ^{1*},
Gabriela Maura Cavagni ¹, Fernanda do Amaral ¹

¹ *Secretaria da Agricultura, Pecuária e Desenvolvimento Rural – SEAPDR, Porto Alegre, RS, Brasil.*

**juliane-galvani@agricultura.rs.gov.br*

PALAVRAS-CHAVE: Suídeos asselvajados, vigilância, legislação, javali

INTRODUÇÃO

A peste suína clássica (PSC) é uma doença viral, altamente contagiosa, causada por um Pestivirus da família Flaviviridae. Todos os membros da família Suidae, como os suínos domésticos e os javalis são reservatórios naturais do vírus. E, no que tange à suscetibilidade, todos os suídeos asselvajados, incluindo os javalis europeus, são suscetíveis à referida doença (OIE, 2009). A PSC é uma das doenças de maior impacto na suinocultura, causando grandes perdas econômicas, principalmente em países com alta densidade populacional de suínos domésticos. Em áreas onde existam ambos, suínos domésticos e javalis, a doença é frequentemente transmitida entre estas populações (Moenning, 2015). Segundo a Norma Interna DSA nº 3, de 18 de setembro de 2014, para fins de comércio internacional, nos estados brasileiros em que as populações domésticas são livres de PSC, a vigilância em suídeos asselvajados é complementar à validação da condição de ausência da doença. E, conforme o Código Sanitário dos Animais Terrestres da OIE, se o país confirmar a adequada implementação de um programa de vigilância, outro país membro não poderá impor restrições comerciais em resposta à notificação de presença do vírus da PSC na população asselvajada. Para Klein-Gunnewiek (2005), a criação de um sistema de vigilância em animais silvestres é um grande desafio e necessita a regulamentação de uma parceria entre entidades, tais como o serviço veterinário oficial, o meio ambiente e às organizações não governamentais. O Estado do Rio Grande do Sul (RS), desde 2015, é reconhecido pela OIE como livre de PSC, tendo registrado o último foco desta doença em 1991. Assim, o presente trabalho visa apresentar as legislações, em vigor a partir de 2014, no que tange à vigilância de suídeos asselvajados para PSC no Brasil e os resultados do Rio Grande do Sul, quanto às análises de amostras de suídeos asselvajados para PSC, a partir de 2017, tendo em vista as legislações publicadas, no Estado, referentes a este tema.

METODOLOGIA

Para atingir os objetivos propostos, foi realizada uma revisão bibliográfica com as palavras-chaves: javalis, suídeos asselvajados, legislação, vigilância sanitária, monitoramento e peste suína clássica, no período de 2014 a 2019, visando identificar as legislações publicadas, quanto à vigilância e/ou monitoramento para PSC, em suídeos asselvajados, no Brasil. Bem como, foi realizado um estudo descritivo,

analisando-se os dados de sorologia em suídeos asselvajados (*Sus scrofa*) existentes no banco de dados da Secretaria da Agricultura, Pecuária e Desenvolvimento Rural (SEAPDR), no período de janeiro de 2017 a junho de 2019, tendo em vista a publicação, pela SEAPDR, da Instrução Normativa DSA n° 001/2017 que estabelece os procedimentos a serem cumpridos para a realização de coletas de amostras de suídeos asselvajados, visando à vigilância sorológica de PSC no RS e da Instrução Normativa DSA n° 002/2017 que estabelece os procedimentos a serem cumpridos para o transporte das carcaças de javalis abatidos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em 2014, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) publicou a Norma Interna DSA n° 03, aprovando o plano de vigilância em suídeos asselvajados na zona livre de PSC (ZL-PSC) do Brasil, complementando o plano de vigilância vigente para populações de suínos domésticos, visando garantir a manutenção do *status* de livre de PSC. As estratégias do sistema de vigilância para PSC em suídeos asselvajados abrangem a vigilância clínica epidemiológica passiva e ativa, além da vigilância sorológica com coleta de amostras dos animais abatidos para fins de controle populacional (BRASIL, 2014). Portanto, a partir da publicação desta norma, as unidades federativas participantes da ZL-PSC deveriam implantar as ações descritas no referido plano, tendo a liberdade de estabelecer legislações próprias regulamentando o tema. Isto posto, em 2015, o Estado de Santa Catarina publicou a Instrução de Serviço GEDSA n° 001/2015, que estabelece os procedimentos a serem cumpridos para a realização de monitorias sorológicas de PSC em suídeos asselvajados. Em 2017, a SEAPDR do RS publicou a Instrução Normativa DSA n° 001/2017 que estabelece os procedimentos a serem cumpridos para a realização de coletas de amostras de suídeos asselvajados, visando à vigilância sorológica de PSC no RS e da Instrução Normativa DSA n° 002/2017 que estabelece os procedimentos a serem cumpridos para o transporte das carcaças de javalis abatidos. Neste mesmo ano, o Estado do Mato Grosso do Sul (MS) publicou a Resolução SEMAGRO n° 657, que estabelece os procedimentos a serem cumpridos para o transporte das carcaças de javalis abatidos, para fins de controle populacional, no Estado. E, em 2019, o Estado de São Paulo publicou a Resolução SAA-27, que regulamenta a execução do Programa Estadual de Sanidade dos Suídeos e, considera a Peste Suína Africana (PSA) doença de peculiar interesse do Estado e dá outras providências, estabelecendo critérios para a vigilância para PSC e PSA em suídeos asselvajados com o apoio dos manejadores de espécie exótica invasora. No RS, no período de 2014 a 2016 obteve-se 56 amostras de suídeos asselvajados coletadas para vigilância de PSC, contudo, a partir da implantação das legislações estaduais houve um aumento considerável da amostragem para esta atividade, resultando em 115 amostras analisadas em 2017, 452 amostras analisadas em 2018 e 113 amostras analisadas até junho de 2019, resultando em 680 amostras analisadas no total do período, sendo todas negativas para PSC.

CONCLUSÃO

O Brasil possui 15 Estados, o Distrito Federal e parte do Amazonas pertencentes à ZL-PSC. Destes, quatro unidades da federação optaram por criar regulamentos próprios quanto à vigilância para PSC de suídeos asselvajados em seus territórios. No RS, a publicação de legislações específicas resultou no incremento da obtenção de amostras de suídeos asselvajados, o que somado às demais ações de vigilância para esta doença, ratificam a manutenção do reconhecimento internacional de Estado livre de PSC.

LITERATURA CIENTÍFICA

BRASIL. Norma Interna nº 03 de 18 de setembro de 2014. Aprova o Plano de Vigilância em Suídeos Asselvajados na zona livre de PSC do Brasil. Brasília, 18 de setembro de 2014.

KLEIN-GUNNEWIEK, M.F. de C. Proposta de sistema de monitoramento de doenças para animais silvestres e domésticos na Serra do Japi. 2005. Dissertação (Mestrado em Epidemiologia Experimental e Aplicada às Zoonoses) - Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005. doi:10.11606/D.10.2005.tde-25092007-094759. Acesso em: 01 de outubro de 2019.

MATO GROSSO DO SUL. Resolução SEMAGRO nº 657, que estabelece os procedimentos a serem cumpridos para o transporte das carcaças de javalis abatidos, para fins de controle populacional, no Estado de Mato Grosso do Sul. 22 de dezembro de 2017.

MOENNIG, V. The control of classical swine fever in wild boar. *Frontiers in Microbiology*: 2015, Vol. 6, pp 1211. 6. 10.3389/fmicb.2015.01211.

OIE. World Organization for Animal Health. Classical Swine Fever (Technical disease cards, last update October 2009). Disponível em: https://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Animal_Health_in_the_World/docs/pdf/Disease_cards/CLASSICAL_SWINE_FEVER.pdf. Acesso em: 01 de outubro de 2019.

RIO GRANDE DO SUL. Instrução Normativa DSA nº 001/2017. Estabelece os procedimentos a serem cumpridos para a realização de coletas de amostras de suídeos asselvajados, visando à vigilância sorológica de PSC no Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 17 de fevereiro de 2017.

RIO GRANDE DO SUL. Instrução Normativa DSA nº 002/2017. Estabelece os procedimentos a serem cumpridos para o transporte das carcaças de javalis abatidos, para fins de controle populacional, no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 17 de fevereiro de 2017.

SANTA CATARINA. Instrução de Serviço GEDSA nº 001/2015, que estabelece os procedimentos a serem cumpridos para a realização de monitorias sorológicas de PSC em suídeos asselvajados. Florianópolis, 20 de janeiro de 2015.

SÃO PAULO. Resolução SAA-27, que regulamenta a execução do Programa Estadual de Sanidade dos Suídeos e, considera a Peste Suína Africana (PSA) doença de peculiar interesse do Estado e dá outras providências. São Paulo, 01 de agosto de 2019.

Relato de espécies de ectoparasitos em javalis no Rio Grande do Sul

Larissa Caló Zitelli ^{1*}, Ana Paula Morel ¹, Thamiris Padilha ¹,
Karen Akemi Umeno ¹, Rovaina Doyle ¹, Ugo Souza ¹,
Anelise Webster ¹, Davi Aguiar Guedes ², Ivo Kohek ², José Reck ¹

¹ Instituto de Pesquisas Veterinárias Desidério Finamor – IPVDF, Eldorado do Sul, RS, Brasil.

* larissazitelli@gmail.com

² Secretaria de Agricultura, Pecuária e Desenvolvimento Rural – SEAPDR, Porto Alegre, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Piolho, carrapato, suídeos

INTRODUÇÃO

Ectoparasitas são animais invertebrados (artrópodes) que se oportunizam de seu hospedeiro para obter seu alimento. São importantes vetores de doenças e também deletérios por si só para os animais vertebrados que os albergam. Animais silvestres e domésticos possuem suas respectivas espécies mais comuns de ectoparasitas e, em condições normais, não as compartilham (Santos et al., 2016). Os piolhos são ectoparasitas que causam problema em diversas espécies de animais domésticos, e em suídeos em granjas de menor tecnificação, pois causam dermatites e problemas de pele que podem danificar o couro do animal, e isso associado ao prurido induzem um aumento no estresse que podem levar a perda de peso (Damriyas et al., 2004). Os carrapatos tem ampla distribuição no Brasil, parasitando todo o tipo de hospedeiro vertebrado e sendo reconhecidos como importantes vetores de doenças tanto para animais como para humanos. O javali (*Sus scrofa*) é uma das espécies invasoras mais problemáticas presentes no Rio Grande do Sul. Ela é deletéria para o meio ambiente onde se encontra, causando graves danos ecológicos para a mata nativa e prejuízos financeiros para o agronegócio (Matias et al., 2014). Estudos indicam os javalis como importantes competidores e predadores de espécies nativas, e em contrapartida, potenciais carreadores de patógenos para suínos domésticos. Entendemos, portanto, que esses suídeos exóticos são uma grande ameaça para as áreas as quais se expandem. O objetivo deste trabalho é relatar espécies de ectoparasitos em javalis de vida livre abatidos no Rio Grande do Sul.

METODOLOGIA

Na Reserva Particular da Barba Negra que está sob responsabilidade da CMPC, que se encontra na Barra do Ribeiro, controladores de fauna abateram 3 javalis adultos com presença de ectoparasitos. Os parasitos foram acondicionados em tubo tipo Falcon de 50 ml com álcool 70%. O material coletado foi enviado para o Laboratório de Parasitologia do Instituto de Pesquisas Veterinárias Desidério Finamor (IPVDF) para identificação. No laboratório, os ectoparasitos foram observados em um estereoscópio para avaliar a morfologia e aplicar chave dicotômica de identificação.

RESULTADO E DISCUSSÃO

Em um dos javalis foi identificado que um dos ectoparasitos era um carrapato da espécie *Amblyomma dubitatum* e os outros eram dois piolhos da espécie *Haematopinus suis*. Do segundo javali foi identificado um carrapato da espécie *A. dubitatum*. A última amostra continha apenas piolhos da espécie *Haematopinus suis*. O carrapato *A. dubitatum* é uma espécie silvestre, conhecida por ser parasita de capivaras. É potencial vetor de inúmeras doenças, em especial *Rickettsia* spp., sendo muito importantes do ponto de vista saúde pública, pois se trata de um carrapato agressivo que também já foi relatado parasitando humanos, em especial, caçadores. Já o piolho *H. suis* é muito conhecido por acometer suínos domésticos em granjas de criação. A presença desse piolho pode levar a importantes perdas financeiras devido a dermatites, que a longo prazo, levam a danos ao couro. Além disso, o estresse crônico que a presença desse agente causa leva a perdas de peso e diminuição da imunidade do suíno, tornando-o suscetível a doenças.

CONCLUSÃO

O javali serve como ponte para a troca de parasitos entre animais silvestres e domésticos. Também aproxima os humanos de vetores de doenças graves, fazendo com que o seu controle seja importante tanto do ponto de vista de conservação, da produção pecuária, quanto do ponto de vista da saúde pública. Quando o hospedeiro morre, o carrapato busca um novo hospedeiro. Desse modo os controladores de fauna correm maior risco de serem expostos a doenças, como a febre maculosa que é letal para humanos.

LITERATURA CIENTÍFICA

- DAMRIYAS, I. M. et al. 2004. Prevalence, risk factors and economic importance of infestations with *Sarcoptes scabiei* and *Haematopinus suis* in sows of pig breeding farms in Hesse, Germany. *Medical and Veterinary Entomology*, 18: 361–367.
- MATIAS, J. et al. 2014. Spotted fever group *Rickettsia* in *Amblyomma dubitatum* tick from the urban área of Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Tick and Tick-borne Diseases*.
- SANTOS, C. C. et al. 2016. The first report of *Haematopinus suis* on wild boars in Brazil. *Sch J AgricVetSci.*, 3(3): 246-248

Panorama da assembleia da avifauna exótica invasora em Osório, cidade-sede do Litoral Norte gaúcho

Henrique da Cunha Raupp ^{1*}, Bruno de Andrade Linhares ², Júlia Emanuela Ribeiro ³

¹ Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), RS, Brasil.* ike_raupp@hotmail.com

² Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, RS, Brasil.

³ Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Espécies exóticas invasoras, Osório, avifauna, antropização

INTRODUÇÃO

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA), as espécies exóticas invasoras são organismos que, introduzidos fora da sua área de distribuição natural, ameaçam ecossistemas, habitats ou outras espécies. São consideradas a segunda maior causa de extinção de espécies no planeta, afetando diretamente a biodiversidade, a economia e a saúde humana. Delariva e Agostinho (1999) elucidam que, com a crescente demanda por alimentos e facilidades proporcionadas pelos meios de transporte, a movimentação de espécies por ações antrópicas, tornou-se mais exacerbada, aumentando os riscos do desaparecimento e extinção de espécies. MacGregor-Fors et al. (2010) ao discorrem sobre o pardal (*Passer domesticus*), uma espécie exótica invasora e inserida há décadas no Brasil, indicam que os indivíduos da espécie afetam a estrutura das comunidades onde são introduzidos, reduzindo a riqueza e abundância das espécies nativas e simplificando as comunidades, tornando-as dominadas por poucas espécies. Estes argumentos expõem algumas das problemáticas que as espécies exóticas invasoras e as espécies exóticas podem, em maior ou menor grau, ocasionar. O MMA salienta a necessidade de promover maior intercâmbio de informações sobre o tema, da elaboração de diagnósticos nacionais, pesquisa, capacitação técnica, sensibilização pública, coordenação de ações e a harmonização das leis. O presente trabalho investigou a presença de espécies exóticas e exóticas invasoras na assembleia da avifauna em diferentes ambientes no Município de Osório, cidade-sede do Litoral Norte do Rio Grande do Sul. O trabalho também buscou expor se a presença de aves consideradas espécies exóticas invasoras ou exóticas, pode variar de acordo com as características de diferentes habitat (lacustre, mata, campestre e urbano). Além de trazer à público as espécies exóticas invasoras e exóticas de aves, o trabalho também comenta sobre os mamíferos exóticos que estão inseridos no município.

METODOLOGIA

Entre novembro de 2016 e outubro de 2019, foram feitos sensos em diferentes pontos do município de Osório, Litoral Norte do Rio Grande do Sul, visando identificar a avifauna. Os sensos constituíram-se de saídas para os locais de observação e eram observadas e registradas o máximo de espécies de aves possíveis. As identificações que não eram feitas na hora, foram resolvidas utilizando bibliografia especializada. Para as saídas à campo, que duravam ao menos 3 horas, utilizou-se

câmera fotográfica profissional (lente de 55-250mm), binóculo semiprofissional, botas de borracha, chapéu, caixa de som (para a reprodução de alguns cânticos) e caderneta para anotações. Os locais de observação do *habitat* lacustre foram em lagoas doces e salobras do município. No *habitat* campestre, foram em áreas de bairros afastados do centro urbano, onde há zonas com pasto nativo, com plantações de monoculturas (arroz e soja) ou em áreas com criação de animais exóticos (alguns exóticos invasores). Para o *habitat* mata, fez-se trilhas na APA Morro de Osório e em áreas de matas nativas em recuperação, matas nativas pouco exploradas e em áreas com plantações de exóticas, como eucalipto e pinus. No *habitat* urbano, praças e em ruas do centro da cidade foram visitadas e percorridas. Foi sondado e descoberto quais espécies de aves as agropecuárias comercializam. A análise de dados foi feita em planilhas digitais e para cada espécie foi indicado um nome popular, gênero, família, ordem e a subclasse da qual ave faz parte. Relacionado à cada espécie estavam dados morfométricos (peso, tamanho, envergadura, carga-alar e volume - produto do peso e tamanho) coletados com base em literatura especializada. Para perceber a situação das aves que vivem no Município no âmbito da conservação, estava indicado à cada espécie o seu *status* de conservação segundo a IUCN, a classificação da espécie segundo a Lista de Aves do Brasil (2014) do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) e a indicação de espécies exóticas invasoras segundo a Portaria SEMA nº 79 de 2013. Visando relembrar o trabalho de cientistas que há anos e por anos dedicaram tempo e esforço ao estudo das aves, cada espécie teve indicada a pessoa que descreveu a espécie e o ano em que a descrição ocorreu. Para facilitar a compreensão, foram gerados gráficos, tabelas e quadros.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em quase 3 anos de observações e levantamentos, foram registradas 190 aves, sendo 171 residentes, 7 migratórias e 12 exóticas ou introduzidas (segundo o CBRO). Destas 190 espécies, segundo a IUCN, 4 espécies estão classificadas como NT (Quase Ameaçada) e 186 como LC (Pouco Preocupante). As análises de 2019 mostraram que 84 espécies (44% da assembleia) foram exclusivas a um único habitat, 51 espécies (26,8%) aproveitaram 2 habitat, 25 espécies (13%) frequentaram 3 habitat e 18 espécies (menos de 10%) foram observadas em 4 habitat. Levando em conta o nº de habitat utilizados pelo seu nº de espécies, o coeficiente Pearson indica -0,96. O índice sugeriu uma forte correlação negativa, onde, houve mais espécies exclusivas do que generalistas em relação aos habitat e essa diferença expressou-se praticamente de forma linear. Foram registradas 3 espécies de aves que a portaria SEMA nº 79 de 2013, considera como exótica invasora, o pardal (*Passer domesticus*), o bico-de-lacre (*Estrilda astrild*) e o pombo-doméstico (*Columba livia*). Estas 3 espécies foram observadas frequentando zonas urbanas, seja em quintais, praças e em estabelecimentos onde encontram refúgio para alimentação, abrigo e até para fazer ninhais, como nas rodoviárias e telhados de casas na cidade. O pardal e o bico-de-lacre também foram registrados frequentando as árvores, arbustos e capins inseridas nas zonas marginais das lagoas. Os hábitos de um pardal, como a alimentação generalista, deslocar-se em pequenos bandos, interagirem com outras espécies,

serem ativos e destemidos, indicam alguns dos porquês desse sucesso adaptativo. No ambiente urbano, foram observadas 46 espécies, todas classificadas como LC pela IUCN. Porém, 12 espécies (26%) são exóticas e, como já mencionado, 3 são exóticas invasoras. Todas as espécies exóticas ocorreram no ambiente urbano. No habitat Campestre foram identificadas 96 espécies (2 exóticas), no Lacustre 97 espécies (2 exótica) e na Mata 94 espécies (2 exóticas). Espécies exóticas representaram praticamente 2% da assembleia de aves nestes 3 habitats. Foram registradas *Gallus gallus* vivendo de forma silvestre em zonas campestres e em zonas de mata. No habitat campestre, são cultivadas em plantações as exóticas *Glycine* spp. e *Oryza* spp., e 9 espécies de mamíferos exóticos foram observados, *Bostaurus*, *B. indicus*, *Bubalus bubalis*, *Equus caballus*, *Ovis aires*, *Capra hircus* e *Sus scrofa*, vivendo de forma feral foram observadas *Lepus aeropaeus* e *Oryctolagus* sp.

CONCLUSÃO

As consequências que exóticas invasoras causam são conhecidas. Porém, saber quais são, onde estão inseridos e como vivem estes seres são questões fulcrais para ações visando a conservação da biodiversidade do Município. Espécies exóticas ocupam nichos ecológicos que estariam vagos e competem por nichos ocupados, e geralmente se sobressaem nessa disputa. Os dados expostos servem para aprimorar o conhecimento sobre seres que dispersaram de suas áreas natais e vivem com aptidão em habitat exóticos.

LITERATURA CIENTÍFICA

Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2006. Espécies exóticas invasoras: situação brasileira. Brasília.

DELARIVA, Rosilene; AGOSTINHO, Angelo. 1999. Introdução de espécies: uma síntese comentada. Maringá/PR. Departamento de biologia, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), Universidade Estadual de Maringá.

MACGREGOR-FORS, I.; MORALES-PÉREZ, L.; QUESADA, J.; SCHONDUBE, J.E. (2010) Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and neotropical bird community structure and diversity. Biol Invasions 12:87–9.

Aves consumidoras de frutos de *Morus alba* L. (Moraceae) e avaliação do potencial invasor da espécie

Débora Terezinha Postay ^{1*}, Marilise Mendonça Krügel ²

¹ Zago Consultoria Ambiental, Canela, RS, Brasil. * deborapostay@gmail.com

² Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Espécie exótica invasora, análise de risco, dispersão de sementes, avifauna

INTRODUÇÃO

Interações entre espécies vegetais exóticas e fauna nativa constituem um meio de manutenção da fauna em ambientes antrópicos bem como uma forma de dispersão destas espécies (Corlett, 2005). Diversos estudos com frugivoria abordaram o consumo de espécies exóticas pela fauna nativa, dentre estes Lombardi e Motta Junior (1993) para *Michelia champaca*; Scheibler e Melo-Júnior (2003) para *Ligustrum lucidum* e *Ligustrum japonicum* e Giaretta, Hendges e Magri (2014) para *Hovenia dulcis*. *Morus alba* é uma planta frutífera originária da China e conhecida popularmente como amoreira-branca. Plantas invasoras são dotadas de atributos que as tornam potenciais competidoras com as espécies nativas, dentre os quais pode-se citar período juvenil curto, taxas de germinação elevadas e produção abundante de sementes que são dispersas por muitos animais (Rejmánek; Richardson, 1996; Rejmánek, 1996). A introdução de espécies exóticas representa a segunda maior ameaça mundial a biodiversidade (Ziller, 2001). De acordo com a Portaria nº 79/2013, da Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, espécies exóticas incluem aquelas introduzidas fora de sua área natural de ocorrência que podem sobreviver e reproduzir-se enquanto espécies exóticas invasoras referem-se a espécies que ocorrem fora de sua área natural e, uma vez introduzidas, adaptam-se e reproduzem-se, invadem ambientes de espécies nativas, modificam os processos ecológicos naturais, a composição e riqueza das espécies, com propensão a tornarem-se dominantes (SEMA, 2013). *Morus alba* não integra a lista de Espécies Exóticas Invasoras do Estado do Rio Grande do Sul, ao contrário de *Morus nigra*. Os objetivos deste trabalho foram i) verificar as espécies de aves potenciais dispersoras dos frutos de *M. alba* em área urbana; ii) listar os vertebrados que consomem os frutos de *M. alba* e *M. nigra* e iii) propor a inclusão desta espécie na Lista de Espécies Exóticas Invasoras do Estado do Rio Grande do Sul.

METODOLOGIA

Os dados foram coletados em outubro de 2016 utilizando a técnica de amostragem de "todas as ocorrências" (Del-Claro, 2010). As informações coletadas referem-se ao consumo dos frutos em três indivíduos de *M. alba*, totalizando 42 h de observação (14h para cada indivíduo). Os indivíduos observados estavam localizados em três pontos do campus da Universidade Federal de Santa Maria, em áreas com

movimentação de pedestres e veículos. As observações foram realizadas pela manhã (início uma hora após o nascer do sol até às 11h) e no período da tarde (das 15h às 18). Os dados coletados correspondem a espécie de ave visitante, número de indivíduos de cada espécie, tempo de permanência na planta, número de frutos consumidos, modo de coleta e de ingestão dos frutos (PIZO, 1996). A revisão sobre o consumo dos frutos de *M. alba* e *M. nigra* por vertebrados foi realizado a partir da bibliografia disponível. O levantamento de dados para propor a inclusão de *M. alba* na lista de Espécies Exóticas Invasoras do Rio Grande do Sul foi realizado com base na análise de risco para plantas invasoras proposto pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental em 2008 (protocolo de análise de risco para plantas exóticas), adaptada de Pheloung (1995). O protocolo de análise de risco para plantas exóticas preenchido para *M. alba* encontra-se disponível para consulta no site do Instituto Hórus. Este protocolo é composto por 45 questões distribuídas nas categorias histórico biogeográfico da espécie alvo; características indesejadas e características biológicas e ecológicas. Quase a totalidade do questionário tem como resposta "sim" ou "não", sendo cada resposta embasada por três ou mais referências bibliográficas. Atributos relacionados com o potencial de invasão somam pontos e atributos que reduzem esse potencial subtraem pontos na análise. Dependendo da pontuação obtida pela espécie é definido seu risco potencial, que poderá ser muito baixo, baixo, moderado, alto e muito alto.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Doze espécies de aves foram registradas consumindo os frutos de *M. alba* em um total de 132 visitas: *Elaenia flavogaster*, *Elaenia* sp., *Pitangus sulphuratus*, *Megarynchus pitangua*, *Tyrannus melancholicus*, *Tyrannus savana*, *Empidonomus varius*, *Turdus rufiventris*, *Turdus leucomelas*, *Turdus amaurochalinus*, *Coryphospingus cucullatus* e *Tangara sayaca*. Tyrannidae, Turdidae e Thraupidae foram as famílias melhor representadas. *E. flavogaster* foi a ave que realizou o maior número de visitas e também maior consumo, com média de permanência de 40s na planta e ingestão dos frutos inteiros. *T. leucomelas* também apresentou elevada frequência de visitação e consumo, permanecendo na planta em média 61s e engolindo os frutos inteiros. Os potenciais dispersores de *M. alba* caracterizam-se pela ingestão dos frutos inteiros e pouco tempo forrageando na planta. O modo de ingestão do fruto, tempo de permanência na planta, número de visitas e quantidade de frutos ingeridos correspondem a fatores quali-quantitativos importantes na avaliação de espécies potenciais dispersoras de sementes (Schupp, 1993). Além das espécies observadas a revisão da literatura encontrou 81 espécies que utilizam os frutos de *M. alba* e *M. nigra* abrangendo répteis, aves e mamíferos. Para as aves, foram registrados o consumo dos frutos por 77 espécies. Destas, 13 espécies consomem os frutos de ambas espécies, 24 consomem os frutos de *M. nigra* e 40 espécies os frutos de *M. alba*. A análise de risco para *M. alba* teve como resultado a pontuação 21, que representa risco alto de invasão. A análise de risco para plantas exóticas aborda diversas questões como histórico biogeográfico, características indesejáveis e características biológicas e ecológicas. Neste cenário, *M. alba*

apresenta muitos aspectos que acentuam seu potencial invasor, como a presença de outra espécie do mesmo gênero (*M. nigra*), produção de alterações químicas no solo (alelopatia) (Haq et al., 2010; Jabran et al., 2010), tolerância a solos pobres (Agarwal e Kanwar, 2006), reprodução por fragmentos vegetativos (Fonseca e Fonseca, 1988), produção de sementes em grande quantidade e dispersão por animais. Habitats perturbados constituem os locais mais sujeitos à invasão biológica e *M. alba* é uma espécie que apresenta preferência por invadir tais ambientes (Instituto Hórus, 2017). Com este resultado, a espécie foi incluída em 2017 na base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental.

CONCLUSÃO

Considerando o elevado número de espécies de vertebrados dispersores de *M. alba*, do alto risco de invasão definido para a espécie e por compartilhar muitas características com *M. nigra*, sugere-se a inclusão de *M. alba* na Lista de Espécies Exóticas Invasoras do Rio Grande do Sul bem como a necessidade de manejo voltado ao controle e erradicação da espécie.

LITERATURA CIENTÍFICA

- AGARWAL, S.; KANWAR, K. 2007. Comparison of genetic transformation in *Morus alba* L. via different regeneration systems. *Plant Cell Rep*, 26: 177-185.
- CORLET, R.T. 2005. Interactions between birds, fruit bats and exotic plants in urban Hong Kong, South China. *Urban Ecosystems*, 8: 275-283.
- DEL-CLARO, K. 2010. Introdução à Ecologia Comportamental: um manual para o estudo do comportamento animal. Rio de Janeiro, Technical Books.
- FONSECA, A.S.; FONSECA, T.C. 1988. Cultura da amoreira e criação do bicho da seda: sericicultura. São Paulo: Nobel.
- GIARETTA, A.; HENDGES, C.D.; MAGRI, E. Frugivoria em *Hovenia dulcis* (Rhamnaceae) no Parque Estadual Fritz Plaumann. *Saúde Meio Ambient*. 3(2): 90-101.
- HAQ, R.A.; HUSSAIN, M.; CHEEMA, Z.A.; MUSHTAQ, M.N.; FAROOQ, M. 2010. Mulberry leaf water extract inhibits bermudagrass and promotes wheat growth. *Weed Biology and Management*, 10(4): 234-240.
- INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. 2019. Invasive Information Network. In: <http://bd.institutohorus.org.br/www/> Download em 09 Outubro 2019.
- JABRAN, K.; FAROOQ, M.; HUSSAIN, M.; REHMAN, H.; ALI, M.A. 2010. Wild oat (*Avena fatua* L.) and canary grass (*Phalaris minor* Ritz) management through allelopathy. *Journal of Plant Protection Research*, 50(1): 41-44.
- LOMBARDI, J.A.; MOTTA JUNIOR, J.C. 1993. Seeds of the champak, *Michelia champaca* L. (Magnoliaceae), as a food source for Brazilian birds. *Ciência e Cultura*, 45: 408-409.
- PIZO, M.A. 1996. Frugivoria e dispersão de sementes por aves. In: *Anais do V Congresso Brasileiro de Ornitologia*, Campinas, Brasil, 163-170.

PHELOUNG, P.C. 1995. Determining the weed potential of new plant introduction to Australia. Draft report to the Australian Weeds Committee and the Plant Industries Committee. Agriculture Protection Board: Western Australia.

REJMÁNEK, M. 1996. A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biological Conservation*, 78(1-2): 171-181.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D.M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77(6): 1655-1661.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMA). Portaria n. 79, de 31 de outubro de 2013. Reconhece a Lista de Espécies Exóticas invasoras do estado do Rio Grande do Sul e demais classificações, estabelece normas de controle e dá outras providências. Diário Oficial. Disponível em: http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=218&cod_conteudo=8452. Download em 09 Outubro 2019.

SCHEIBLER, D.R.; MELO-JÚNIOR, T.A.de. 2003. Frugivory by birds on two exotic *Ligustrum* species (Oleaceae) in Brazil. *Ararajuba*, 11(1): 89-91.

SCHUPP, E.W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio*, 107/108: 15-29.

ZILLER, S.R. 2001. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. *Ciência Hoje*, 30(178): 77-79.

Detecção e monitoramento remoto da dispersão de árvores exóticas em dunas litorâneas do Rio Grande do Sul

Jonas Marmitt Dias ¹, Gustavo Machado Cauduro ¹, Katia Helena Lipp-Nissinen ^{1*}

¹ *Divisão de Laboratórios, Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM), Porto Alegre, RS, Brasil.*

* *katiahln@fepam.rs.gov.br*

PALAVRAS-CHAVE: espécies exóticas invasoras, pinus, NDVI, Litoral Médio, sensoriamento remoto

INTRODUÇÃO

No Litoral Médio do Rio Grande do Sul (RS), região prioritária para a conservação, contendo áreas classificadas como de Alta a Extremamente Alta Importância Biológica (MMA, 2018), a silvicultura de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. é uma atividade explorada desde a década de 1970. Ali a Planície Costeira apresenta um colar de lagoas e áreas úmidas, restingas e dunas formadas por um sistema de barreira-laguna originado no período Quaternário (Schäfer et al., 2013). Conforme esses autores, as dunas, além de sua função geomorfológica, são habitat para flora e fauna ricas em espécies nativas, abrigando também espécies de aves marinhas e migratórias. É importante destacar a importância da preservação desses ecossistemas costeiros pela sua complexidade e singularidade. Através de técnicas de análise de imagens de satélites, é possível a identificação do tipo de vegetação ocorrente pelo comportamento espectral dos corpos vegetais. Assim, este trabalho teve como objetivo verificar, temporalmente e através de sensoriamento remoto, a invasão e o povoamento de dunas por espécies arbóreas exóticas dispersas a partir de plantios de silvicultura.

METODOLOGIA

Foram utilizadas imagens dos satélites Landsat 5 TM e Landsat 8 OLI, respectivamente datadas de 03/05/1984 e de 08/08/2015, na órbita 220/81. Essas imagens foram fornecidas gratuitamente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), mediante cadastro no catálogo de imagens no *website* www.inpe.br. As imagens da área de estudo, ao sul do município de Palmares do Sul no Litoral Médio do RS, foram selecionadas em períodos de baixa nebulosidade e processadas nos aplicativos ENVI 5.2 e ArcGis 10.3.3. Para a indicação do tipo de vegetação ocorrente, foram calculados os valores de NDVI – *Normalized Differentiate Vegetation Index* – índice que indica a refletância de corpos vegetais. Considerado um dos índices mais utilizados, o NDVI utiliza as faixas espectrais do vermelho e infravermelho próximo. Seus resultados permitem relacionar propriedades biofísicas da vegetação arbórea, como o índice de massa foliar, a biomassa, a área basal, entre outros (Wang et al., 2004 *apud* Álvares et al., 2013). As diferenças de valores obtidos entre as imagens Landsat de 1984 e de 2015 foram analisadas para se comparar a

evolução temporal dos corpos vegetais na área de estudo. Além disso, foi realizada vistoria *in loco* para reconhecimento da área em 10/09/2015. Uma análise comparativa entre os anos de 1984 e 2015 foi traçada.

RESULTADOS

Valores de NDVI altos foram indicativos da presença de espécies exóticas arbóreas. Os altos valores, refletidos nos índices entre 0,4 e 0,6, representam uma vegetação com características físicas diferentes da vegetação nativa da região, de porte herbáceo ou arbustivo, a qual é representada pelos índices de valores mais baixos. Baseando-se na análise dos resultados de NDVI, foi possível constatar que, no período de 31 anos, houve um aumento significativo da disseminação da vegetação mais densa em áreas de dunas. Esse resultado decorreu, muito provavelmente, da proliferação e invasão das árvores de corte que têm, por natureza, o perfil invasivo. Através da análise das imagens e dos índices calculados, foi possível mapear e quantificar a dinâmica da ocorrência de pinus e eucaliptos disseminadas nas áreas de preservação permanentes (APP) da área de estudo. Os índices obtidos em laboratório coincidiram com as verificações realizadas em campo. O povoamento das dunas por pinus foi especialmente notável. Sem o devido manejo para retirada dos indivíduos invasores, essa situação acarreta na alteração do equilíbrio natural deste ambiente, que tem singular importância dentro do contexto ecológico regional.

CONCLUSÃO

A metodologia aplicada demonstrou-se satisfatória para identificar e monitorar remotamente a disseminação em APP de espécies arbóreas exóticas advindas da silvicultura. No período de 31 anos (1984-2015), houve um notável aumento da invasão dessas exóticas, especialmente de pinus, em dunas localizadas na faixa litorânea do município de Palmares do Sul, RS. A interferência traz desequilíbrios à ecologia das dunas costeiras, as quais, em conformidade à legislação ambiental brasileira que define as APP (Código Florestal, Lei Federal Nº 12.651/2012 e Nº 12.727/2012), devem ser mantidas intocadas.

(Agradecimento ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão das bolsas de iniciação científica (PIBIC) para Jonas Marmitt Dias e Gustavo Machado Cauduro, e ao MSc Alexandre de Paula Alves, da Divisão de Geoprocessamento da FEPAM, por orientações sobre o ArcGis 10.3.3.)

LITERATURA CIENTÍFICA

ÁLVARES, C.A. et al. 2013. Caracterização da dinâmica dos índices de vegetação NDVI e EVI em plantações de *Pinus* do Brasil. In: **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, 13-18 de abril de 2013, INPE. pp 2866-2973.

BRASIL. **Lei Federal Nº 12.651**, de 25 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 14 out 2019.

BRASIL. **Lei Federal Nº 12.727**, de 17 de outubro de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12727.htm>. Acesso em: 14 out 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira – 2ª Atualização, 2018. Disponível em: <<http://areasprioritarias.mma.gov.br/2-atualizacao-das-areas-prioritarias>>. Acesso em: 14 out 2019.

SCHÄFER, A. et al. 2013. **Atlas Socioambiental dos municípios de Cidreira, Balneário Pinhal e Palmares do Sul**. Caxias do Sul, EDUCS. 354p.

Avaliação da distribuição geográfica de *Casuarina equisetifolia* L. e *Carpobrotus* sp. N.E.Br no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil

Juliana Corrêa dos Santos ^{1*}, Ivamara Caroline Stiehl ²,
Paulo Henrique Ott ², Juçara Bordin ²

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brasil. *julianasantosrs@gmail.com

² Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: exóticas, invasoras, *Casuarina*, *Carpobrotus*

INTRODUÇÃO

De acordo com a Lei Federal 12.651 (BRASIL, 2012), a Restinga é um depósito arenoso paralelo à linha da costa, produzido por processos de sedimentação, onde se encontram diferentes comunidades que recebem influência marinha, com cobertura vegetal em mosaico. Esta mesma Lei considera que as restingas são Áreas de Preservação Permanente – APP, devido à sua importância como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues. No Litoral Norte do Rio Grande do Sul, esta APP abriga espécies de fauna e flora nativas importantes para a biodiversidade, bem como para a estrutura das dunas. Entretanto, a introdução de espécies exóticas é a principal causa da perda de biodiversidade e pode também alterar a paisagem natural. Sendo esta introdução acidental (resultantes da limpeza de jardins, deposição de lixo orgânico) ou intencional (usadas em programas de fixação e estabilização de areia), ambas as atividades têm resultado na formação de comunidades vegetais totalmente diferentes das originais, alterando assim também a estrutura da fauna acompanhante (Portz, 2008). Nativa da Austrália, a *Casuarina equisetifolia* ocorre em regiões tropicais, subtropicais e litorâneas. Seu uso na região era estritamente para estabilização de dunas e recuperação de áreas degradadas (EMBRAPA, 2004; Rosa e Cordazzo, 2007). *Carpobrotus* sp. é nativa de regiões litorâneas da África do Sul e acredita-se fortemente que o gênero foi introduzido através das atividades portuárias (Rosa e Cordazzo, 2007). Ambas as espécies são frequentemente citadas em trabalhos de levantamento florístico no litoral do Rio Grande do Sul (Damo, Hefler e Jacobi, 2015; Palma e Jarenkow, 2008; Portz et al., 2010), substituindo a vegetação nativa, disputando por espaço e nutrientes. Este trabalho tem como objetivo comparar e apresentar dados de distribuição geográfica de espécies exóticas invasoras do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, sendo elas *Casuarina equisetifolia* e *Carpobrotus* sp.

METODOLOGIA

A metodologia consistiu em uma compilação de dados obtidos na disciplina de Ecologia Ambiental Marinha e Costeira, do curso de Ciências Biológicas do Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos (CECLIMAR), em saídas de campo para os municípios de: Torres, Tramandaí, Cidreira e Osório. Para cada uma das saídas foram montados *checklists* com as possíveis espécies de flora que seriam

encontradas nas respectivas praias. Tentou-se sempre contabilizar o número de indivíduos exóticos ou manchas dos mesmos. Para as análises do presente trabalho, foi utilizada a Frequência Relativa com que os indivíduos apareceram nos transectos em cada área estudada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados abaixo foram dispostos com base na localização dos municípios, de Norte para Sul. Com relação a *Carpobrotus* sp., em Torres foram analisados 79 segmentos, em 2 destes havia a presença da planta, representando 2,53% por segmento. A *Casuarina equisetifolia* não foi encontrada em nenhum segmento. Em Osório (Atlântida Sul) foram analisados 15 segmentos, onde *Carpobrotus* sp. estava presente em 12 segmentos, com uma frequência de 80%. Quanto à *C. equisetifolia*, foi identificada a presença em 11 segmentos, com 73,33% da espécie por segmento. Em Tramandaí (Centro), foram analisados 6 segmentos, e *Carpobrotus* sp. esteve presente em apenas um, com frequência de 16,66%. No trecho analisado deste município não foi encontrada *C. equisetifolia*. E em Nova Tramandaí, de 11 segmentos, o *Carpobrotus* sp. estava presente em um, com uma frequência de 9,09% assim como a *C. equisetifolia*. Na Praia das Cabras, praia que divide os municípios de Cidreira e Tramandaí, foram analisados 24 segmentos, mas não foi identificado a presença do *Carpobrotus* sp. Já a *C. equisetifolia* estava presente em 5 segmentos com 20,83% de representatividade. *Carpobrotus* sp. possui grande sucesso nos locais que se estabelece, causando perturbações ecológicas, com diversos prejuízos ecológicos a flora e a fauna destes lugares (Cordazzo, Paiva e Seelinger, 2006). Osório foi o município com maior frequência, confirmando com estudos de Portz (2008) que já havia identificado nas praias de Atlântida Sul e Mariápolis, no Município de Osório, a ocorrência do mesmo, descrevendo a rápida dispersão ao longo de toda orla, onde a autora informou ser uma situação muito preocupante. A presença da *Casuarina equisetifolia* em 11 dos 15 segmentos analisados em Osório (cerca de 73,33% da espécie por segmento) demonstra a grande ocupação da espécie no Litoral Norte, fato este que tem seu início com a ocupação e urbanização do Litoral, a partir da década de 1950, que começou com uma transformação de paisagem, onde muitas famílias construíram suas residências de veraneio, tidas como sua segunda residência e utilizavam *C. equisetifolia* para a arborização próximo às suas casas (Dornelles, 2011). Nos dias de hoje é evidente a existência desta vegetação em muitos trechos de dunas (Barcellos, 2011).

CONCLUSÃO

A ocupação de *Casuarina equisetifolia* e *Carpobrotus* sp. ao longo do Litoral Norte tem se tornado um problema devido às suas características biológicas de fácil adaptação e rápida dispersão, como também a falta de conhecimento da população que, ao invés de utilizar as espécies nativas para os seus variados fins, acabam introduzindo estas exóticas invasoras, facilitando sua dispersão no ambiente litorâneo, acentuando o nível de sensibilidade ambiental.

LITERATURA CIENTÍFICA

BARCELLOS, D.R. 2011. Contribuição para o estudo do manejo de dunas frontais: caso da praia de Cidreira e Tramandaí (Jardim do Éden) - RS, Brasil. Imbé: Monografia - Bacharelado em Ciências Biológicas com ênfase em Gestão Ambiental Costeira e Marinha, UFRGS, 83f.

BRASIL. Lei 12.651, de 25 de Maio de 2012. Proteção da Vegetação Nativa.

CORDAZZO, C.V.; PAIVA, J.B.; SEELINGER, U. 2006. Guia Ilustrado: plantas das dunas da costa sudoeste atlântica. Pelotas: Editora USEB.

DAMO, A.; HEFLER, S.M.; JACOBI, U.S. 2015. Diagnóstico da Arborização em Vias Públicas dos Bairros Cidade Nova e Centro na Cidade de Rio Grande – RS. Sociedade Brasileira de Arborização Urbana, 10 (1): 3-60.

DORNELLES, E.E. 2011. Sustentabilidade e desenvolvimento local em Figueirinhas, Balneário Pinhal - RS. Balneário Pinhal: Monografia - Tecnólogo em planejamento e gestão para desenvolvimento rural, UFRGS, 53f.

EMBRAPA. 2004. Potencialidades da Utilização da *Casuarina equisetifolia* em Reflorestamentos. Ed. 1. 18p.

PALMA, C.B.; JARENKOW, J.A. 2008. Estrutura de uma formação herbácea de dunas frontais no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. BIOCÊNCIAS, 216 (2): 114-124.

PORTZ, L. 2008. Contribuição para o estudo do manejo de dunas: caso das praias de Osório e Xangri-Lá, Litoral Norte do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Programa de Pós Graduação em Geociências, UFRGS, 144p.

PORTZ, L.C. et al. 2010. Turismo e degradação na orla do Rio Grande do Sul: conflitos e gerenciamento. Desenvolvimento e Meio Ambiente, 22 (0): 153-166.

ROSA, L.S.; CORDAZZO, C.V. 2007. Perturbações antrópicas na vegetação das dunas na Praia do Cassino (RS). Cadernos de Ecologia Aquática 2. v. 2. p. 1-12.

Ocorrência de *Hovenia dulcis* Thunb. (uva-do-japão) e *Pinus* spp. L. (pinus) em Sistemas Agroflorestais no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil

Ivamara Caroline Stiehl ^{1*}, Ingrid Costanzi Grazziotin ¹,
Rômulo Tomas de Oliveira Valim ¹, Clara Weber Liberato ¹

¹ Balcão de Licenciamento Ambiental Unificado/Gerência Litoral Norte (BLAU/GERLIT)
da Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Rio Grande do Sul, Tramandaí, RS, Brasil.

* ivamara.caroline@gmail.com

PALAVRAS-CHAVE: Exóticas, invasoras, uva-do-japão, pinus, agroflorestas

INTRODUÇÃO

Em uma perspectiva agroecológica, os sistemas agroflorestais são entendidos como arranjos sequenciais de espécies ou de consórcios de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas, por meio dos quais se busca, ao longo do tempo, reproduzir uma dinâmica sucessional natural, visando atender as demandas humanas de modo sustentável, proporcionando diversos benefícios como o aumento na produtividade dos sistemas, variedade de produção e serviços (alimento, lenha, medicinais, sombra, madeiras, frutos, etc.), aumento da sustentabilidade, regulação do microclima, oferta de sombra, quebra-vento, barreira a doenças, controle de ervas daninhas e pragas, melhoria da fertilidade do solo com aumento da matéria orgânica (serrapilheira), ciclagem de nutrientes, cobertura do solo, redução do impacto da chuva, aumento da porosidade do solo, controle da erosão, diminuição da necessidade de fertilizantes para os cultivos anuais e controle da lixiviação (Vivian, 2010 *apud* Bolfe, 2000; EMBRAPA, 2011; Steenbock, 2013). Os consórcios agroflorestais demonstraram ser uma boa alternativa para aumentar a renda familiar (IASB, 2009; Fleck, 2011; Paludo e Costabeber, 2012; Steenbock, 2013). Na Portaria SEMA N° 79 (RIO GRANDE DO SUL, 2013) que dispõe sobre as espécies exóticas invasoras no estado do Rio Grande do Sul, encontra-se a *Hovenia dulcis* e o *Pinus* spp. A Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Infraestrutura (SEMAI) reconhece o manejo agroflorestal como prática de restauração de áreas degradadas, na medida em que a implantação de uma agrofloresta agrega cobertura vegetal e biodiversidade nativa, potencialmente contribuindo com o aumento da conectividade da paisagem regional. Um dos instrumentos de gestão territorial mais bem sucedidos da região tem sido a Certificação em Sistemas Agroflorestais (SAFs). Uma das condicionantes para a certificação é a retirada de espécies exóticas invasoras, presentes na maioria das áreas certificadas, objeto deste trabalho.

METODOLOGIA

Foi realizada uma compilação de dados do Balcão de Licenciamento Ambiental Unificado – Gerência Litoral Norte/RS, com ênfase nos Sistemas Agroflorestais. Foram levantadas informações desde as primeiras certificações emitidas, em processos administrativos físicos (2013), até as mais recentes (2019), através do Sistema Online

de Licenciamento (SOL). Para cada certificação emitida, há um ou mais relatórios especificando as espécies nativas e exóticas encontradas nas propriedades durante as vistorias técnicas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Até o presente momento, dos 103 Sistemas Agroflorestais certificados no Estado, 43 foram licenciados pelo BLAU/GERLIT, nos municípios de Caraá (1), Dom Pedro de Alcântara (2), Itati (3), Mampituba (9), Maquiné (10), Morrinhos do Sul (4), Osório (3), Riozinho (1), Torres (1), Três Cachoeiras (6) e Três Forquilhas (3). A *H. dulcis* está presente em 93,2% do total de SAF's do Litoral Norte e o *Pinus* sp. presente em 51,2%. Os três municípios que apresentaram maior porcentagem de pinus foram Maquiné (31,81%), Mampituba (22,72%) e Três Cachoeiras (13,63%) e os de maior porcentagem da uva-do-japão foram Mampituba (22,5%), Maquiné (20%) e Três Cachoeiras (15%). A *H. dulcis* apresenta características ecológicas que propiciam sua elevada representatividade em remanescentes florestais, encontrando-se bem adaptada às condições edafoclimáticas (Lazzarin et al., 2015), com a presença de propágulos atrativos à fauna e rápido crescimento (Lorenzi et al., 2003), além de potencial alelopático (Araldi, 2011; Wandscheer et al., 2011). O pinus é considerado um dos grandes agentes transformadores da paisagem, o qual foi intitulado como a espécie exótica de maior amplitude invasora de ecossistemas naturais do globo (Bechara et al., 2014). A agressividade desse gênero está relacionada ao seu alto poder de dispersão e contaminação dos ambientes abertos (Ziller e Galvão, 2002). Os resultados desta pesquisa demonstram o potencial dessas espécies exóticas invasoras com altas porcentagens de ocorrência nos SAF's.

CONCLUSÃO

O manejo de espécies exóticas invasoras deve ser implementado por ações governamentais a fim de manter a biodiversidade. Os SAF's são uma importante estratégia de controle dessas espécies, tendo em vista que a substituição por nativas da região é uma das práticas realizadas pelos proprietários, inclusive em Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal. Além disso, a retirada das espécies alvo desse trabalho tem sido exigida como condicionante nas certificações na região do Litoral Norte.

LITERATURA CIENTÍFICA

ARALDI, D.B. 2011. Interferência alelopática de extratos de *Hovenia dulcis* Thunb. Na germinação e crescimento inicial de plântulas de *Parapiptadenia rígida* (Benth.) Brenan. Santa Maria, RS: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade de Santa Maria, 218p.

BECHARA, F.C. et al. 2014. E. Invasão biológica de *Pinus elliottii* var. *elliottii* no Parque Estadual do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Revista Floresta, 44(1): 63-72.

BOLFE, E.L. 2010. Desenvolvimento de uma metodologia para a estimativa de biomassa e de carbono em sistemas agroflorestais por meio de imagens orbitais. Campinas, SP: Tese (Doutorado), Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências, 233 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). 2011. Valoração de serviços ecossistêmicos: estado da arte dos sistemas agroflorestais (SAFs). Org. João Alfredo de Carvalho Mangabeira, Sérgio Gomes Tôsto, Ademar Ribeiro Romeiro. Campinas, Embrapa Monitoramento por Satélite.

FLECK, E.E. 2011. Potencialidades e limitações do estabelecimento de Agroflorestas na Área de Proteção Ambiental Rota do Sol, Rio Grande do Sul. São Francisco de Paula, RS: Monografia, Universidade Federal do Rio Grandedo Sul, Ciências Econômicas, 89 p.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DA SERRA DA BODOQUENA (IASB). 2009. Sistemas Agroflorestais: uma alternativa para manter a floresta em pé. Bonito, MS, IASB.

LAZZARIN, L.C. et al. 2015. Invasão biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em fragmentos florestais na Região do Alto Uruguai, Brasil. Revista Árvore, 39 (6):1007-1017.

LORENZI, H. et al. 2003. Árvores exóticas no Brasil: madeireiras, ornamentais e aromáticas. Nova Odessa, SP, Instituto Plantarum.

PALUDO, R.; COSTABEBER, J.A. 2012. Sistemas agroflorestais como estratégia de desenvolvimento rural em diferentes biomas brasileiros. Revista Brasileira de Agroecologia 7(2): 63-76.

RIO GRANDE DO SUL. Portaria SEMA Nº 79. 31 de Outubro de 2013. SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA (SEMAI-RS). 2018. Folder de divulgação.

STEENBOCK, W. 2013. Agrofloresta: aprendendo a produzir com a natureza. Org. Walter Steenbock e Fabiane Machado Vezzani. Curitiba, Fabiane Machado Vezzani.

VIVAN, J.L. 1998. Agricultura e florestas: princípios de uma interação vital. Guaíba, RS, Agropecuária. 207p.

WANDSCHEER, A.C.D. et al. 2011. Atividade alelopática de folhas e pseudofrutos de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) sobre a germinação de *Lactuca sativa* L. (Asteraceae). Acta Bot. Bras. 25 (1): 25-30.

ZILLER, S.R.; GALVÃO, F. 2002. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. Revista Floresta, 32(1): 41-47.

Quantificação de indivíduos de *Hovenia dulcis* no Rio Lageado Pardo no município de Frederico Westphalen, RS

Janaína Giombelli Jachi ^{1*}, Adriana Maria Iora ¹, Ana Carolina Ditadi ¹,
Cabrieli Aline Jaeger ¹, Edner Baumhardt ¹, Gabriela Machado ¹,
Marcos Daniel da Silva ¹, Nathalia Wiedergrun Alves ¹, Renato Souza Santos ¹

¹ Universidade Federal de Santa Maria, Campus de Frederico Westphalen, RS, Brasil.

* janajachigiombelli@gmail.com

PALAVRAS-CHAVE: Espécie invasora, pequena bacia, uva-do-japão

INTRODUÇÃO

As espécies invasoras vêm ganhando cada vez atenção tanto na área florestal quanto na área agrícola, em função da inexistência de uma gestão eficaz de combate e controle dos danos potenciais. Esses danos potenciais ocorrem principalmente devido a associação de fragmentos de habitats com a invasão biológica de espécies exóticas (Lazzarin et al., 2015). No momento em que espécies exóticas são inseridas em outros ecossistemas, ao se adaptarem as condições ambientais, elas começam a reproduzir-se e sem a presença de inimigos naturais, dando início a um processo de crescimento descontrolado, por isso são denominadas invasoras. Com isso, elas passam a ocupar o espaço das nativas, introduzem patógenos e parasitas, acarretando em alterações ecológicas, o que tem impactado negativamente na biodiversidade dos locais em que elas se estabelecem (Ziller et al., 2004 *apud* Biondi e Muller, 2013). Dentre as espécies exóticas invasoras no Rio Grande do Sul, na região Alto Médio Uruguai, destaca-se a *Hovenia dulcis*, popularmente conhecida como uva-do-japão. Sendo uma árvore caducifólia, com altura que varia entre 10 m e 25 m e o diâmetro à altura do peito (DAP) varia de 20 a 50 cm (Carvalho, 1994). A floração ocorre na primavera-verão e a frutificação no inverno (Backes e Irgang, 2004). A síndrome de dispersão das sementes da *Hovenia dulcis* é pela zoocórica, sendo os mamíferos e aves considerados os agentes dispersores mais eficientes. Algumas sementes passam pelo trato digestivo de animais sem perder sua viabilidade, assim, são disseminadas a longas distâncias. Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo realizar um levantamento quantitativo da espécie *Hovenia dulcis* em dois locais da pequena bacia do Rio Lageado Pardo no município de Frederico Westphalen/RS.

METODOLOGIA

Realizou-se o levantamento da espécie *Hovenia dulcis* em dois locais: às margens da nascente do rio Lageado Pardo no dia 29 de setembro de 2019 e também em seu exutório (pré-definido com o local próximo ao campus da UFSM-FW), quinze dias após ao primeiro levantamento (dia 12 de outubro de 2019). Este rio faz parte da microbacia que abastece a cidade de Frederico Westphalen. Fez o censo dos indivíduos estabelecidos na distância de 15 m em cada margem do rio, cobrindo uma

área de cerca de um hectare m². Foram identificados os indivíduos que tivessem CAP superior a 30 cm, ademais, aqueles exemplares que apresentaram CAP acima de 60 cm foram georreferenciados. Realizou-se também, um levantamento fenológico em que se observou a coloração de folhas, ramificações, tortuosidade do tronco e presença ou não de flores, frutos e sementes. Mediu-se a altura das árvores com o auxílio do equipamento *blume-leiss*.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O total de árvores levantadas na nascente e no exutório do rio foram 50 e 158 indivíduos respectivamente. Com os dados coletados foram efetuados os cálculos de diâmetros à altura do peito (DAP), das áreas basais e a altura média dos indivíduos, sendo esses separados nas respectivas áreas de coleta. Como resultado obteve-se como DAP médio das árvores com CAP entre 30 cm e 60 cm e na região da nascente foi de 13,5 cm. A altura média foi em torno de 10,8 metros e a área basal média de 0,01575 m². Já para as árvores com CAP superior a 60 cm, foram encontrados valores de DAP médio, altura média, e área basal média foi de 25,8 cm; 12,9 metros, e 0,05343 m² respectivamente. Já na segunda área amostrada, localizada no exutório do rio, foram encontrados valores próximos ao primeiro. Para árvores com CAP entre 30 cm e 60 cm obtiveram valores de DAP médio de 13,3 cm, altura média de 11,3 metros e área basal de 0,01452 m². Já as árvores com CAP superior a 60 cm tiveram como DAP médio o valor de 25,5 cm, a altura média de 14,3 metros e a área basal média de 0,0527 m². Quanto a fenologia, na época de estudos, todas os indivíduos de *Hovenia dulcis* apresentavam folhas de coloração verde clara, sem presença de frutos ou flores. Como pode-se notar, houve um aumento significativo do número de árvores amostradas em uma mesma área, levando-se em consideração o curso do rio e também que a área do exutório é mais preservada, com indivíduos mais volumosos e velhos, pode-se supor que a dispersão por animais que procuram abrigos em áreas mais consolidadas, assim como sementes levadas pelo rio tenham contribuído para a maior quantia de indivíduos no exutório. Ainda há pouco conhecimento sobre a população local, como a idade média das árvores e se as mesmas estão trazendo algum tipo de dano a fauna e flora do meio, assim como na qualidade da água do rio, porém Boeni (2011) ressalta a importância da regeneração da floresta sem a presença de *Hovenia dulcis*, para permitir que os nichos vagos, disponíveis às espécies nativas no início da regeneração da floresta secundária, possam ser ocupados por espécies nativas de importância na manutenção da floresta original, a mata atlântica, principalmente aquelas mais vulneráveis e ameaçadas de extinção neste bioma tão ameaçados.

CONCLUSÃO

Os valores médios de altura, DAP e área basal não tiveram variações dentro de cada classe nos dois locais de coleta, porém o exutório da pequena bacia do rio Lageado Pardo mostrou que a presença da uva-do-japão é quase três vezes maior na quantia de indivíduos em relação à nascente. Esse estudo é uma pequena parte de um projeto maior que será realizado em toda a extensão da pequena bacia e

posteriormente será feita a análise fenológica das da uva-do-japão e quais suas influências locais.

LITERATURA CIENTÍFICA

BACKES, P.; IRGANG, B. 2004. **Árvores cultivadas no sul do brasil**. Guia de Identificação e interesse paisagístico das principais espécies exóticas. Paisagens do Sul, Porto Alegre. 204p.

BIONDI, D.; MULLER, E. **Espécies arbóreas invasoras no paisagismo dos parques urbanos de Curitiba, PR**. FLORESTA, Curitiba, PR, v. 43, n. 1, p. 69 - 82, jan./mar. 2013.

BOENI, B.O. 2011. **Riqueza, estrutura e composição de espécies arbóreas em floresta secundária invadida por *Hovenia dulcis* THUNB., caracterização do seu nincho de regeneração e efeitos alelopáticos**. 106 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biologia, Centro de Ciência da Saúde, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2011. Disponível em: <http://www.repositorio.jesuita.org.br/handle/UNISINOS/5041>. Acesso em: 10 out. 2019.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e usos da madeira**. Colombo: EMBRAPA –CNPFFlorestas, 1994. P. 246-50.

LAZZARIN, L.C.; SILVA, A.C. da; HIGUCHI, P.; SOUZA, K.; PERIN, J.E.; CRUZ, A.P. **Invasão biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em fragmentos florestais na região do Alto Uruguai, Brasil**. Revista Árvore, Viçosa-MG, v.39, n.6, p.1007-1017, 2015.

Interações entre a mastofauna e *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) em duas áreas de mata atlântica no sul do Brasil

Fernanda Souza Silva ¹, Patrícia Carla Bach ¹, Marcelo MillanRollsing ¹,
Cristiano Leite Stahler ¹, Thaís Brauner do Rosário ¹,
Maurício Pereira Almerão ¹, Cristina Vargas Cademartori ¹

¹ Universidade La Salle, Canoas, RS, Brasil. * fernandanea@hotmail.com

PALAVRAS-CHAVE: Mamíferos, uva-do-japão, interações animal-plantas, dispersão

INTRODUÇÃO

A importância das interações entre espécies ganhou destaque na compreensão sobre a organização e a manutenção da integridade das comunidades naturais a partir da década de 1990 (Jordano et al., 2006), a exemplo da dispersão de sementes, um processo essencial no ciclo de vida da maioria das plantas. A uva-do-japão é uma espécie nativa da Ásia (Hyun et al., 2010), sendo considerada uma espécie exótica em algumas regiões e exótica invasora em outras, como na região Sul do Brasil (Dechoum, 2015). Esta planta exótica tem pseudofrutos carnosos, doces e ricos em açúcares (Carvalho, 1994). Diversos animais consomem frutos, mas dentre os principais dispersores de sementes se destacam as aves e os mamíferos (Jordano et al., 2006). A estratégia zoocórica, dispersão efetuada por animais, é muitas vezes predominante, especialmente em florestas tropicais e subtropicais (Budke et al., 2005; Jordano et al., 2006), onde os frutos representam uma importante fonte energética para um grande número de espécies (Galetti et al., 2003). Nesses ecossistemas, os animais são os principais dispersores de sementes e seus padrões de forrageamento podem ter fortes efeitos sobre a distribuição de plantas (Jordano, 2000). Estas questões podem ser determinantes, quando as interações bióticas ocorrem entre componentes da fauna local e espécies exóticas invasoras (EEIs) de plantas com sementes (Aslan, 2011). Essas plantas podem representar uma fonte alternativa de alimento e potencializar sua dispersão por meio de interações com a fauna local. Neste contexto, o principal objetivo do trabalho foi investigar as interações entre mamíferos não voadores e a uva-do-japão, uma planta exótica e invasora, em duas áreas de Mata Atlântica no litoral do Rio Grande do Sul, no sul do Brasil. Buscou-se, ainda, testar a viabilidade das sementes de *Hovenia dulcis* consumidas por *Didelphis albiventris*, um marsupial onívoro-frugívoro, a partir de amostras fecais.

METODOLOGIA

A pesquisa foi realizada em duas áreas de Floresta Ombrófila Densa no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul (RS). Inicialmente, de abril a agosto de 2018, foram realizadas amostragens na Reserva Biológica Estadual (REBIO) Mata Paludosa e, posteriormente, de março a junho de 2019, na Pousada Ecológica Recanto da Mata, no município de Maquiné, RS, totalizando nove expedições mensais de quatro noites consecutivas. Utilizaram-se duas metodologias diferentes, uma para a detecção, por

meio de armadilhas-fotográficas e de filmagem, das espécies de mamíferos que poderiam interagir com a uva-do-japão, e outra para a coleta de amostras fecais de marsupiais. Nas duas áreas utilizaram-se quatro armadilhas-fotográficas e de filmagem em pontos onde se observou maior concentração de indivíduos de *Hovenia dulcis*, totalizando quatro unidades amostrais. As armadilhas, programadas para filmagens de 30s a cada movimento registrado, foram direcionadas para estações de alimentação contendo agregações de pseudofrutos para atrair a fauna. O esforço amostral foi de 1.292 armadilhas-dia nas duas áreas. Na REBIO Mata Paludosa, as amostragens de marsupiais, para a coleta de amostras fecais, foram realizadas em duas estações de captura. Em cada estação de captura foram definidas quatro transecções, partindo-se de um indivíduo de *H. dulcis*, considerado como ponto central, a partir do qual foram alocadas sete armadilhas do tipo *Tomahawk* por transecção, equidistantes 15 m. Deste modo, totalizaram 21 armadilhas por estação de captura e 42 na área de amostragem, resultando em um esforço amostral de 840 armadilhas-noite. Na Pousada Recanto da Mata foram definidas três transecções, a partir de trilhas já existentes na área, nas quais foram dispostas 40 armadilhas do tipo *Tomahawk* 10 m de distância uma da outra. O esforço amostral foi equivalente a 640 armadilhas-noite na área. Utilizou-se, como isca, uma mistura de pasta de amendoim, essência de baunilha, sardinha e milho-verde. Plásticos foram colocados embaixo de cada armadilha para facilitar a coleta de material fecal. Os animais capturados foram marcados por meio de tonsura no dorso para evitar recontagem. Após identificação e marcação, os animais eram libertados nos respectivos pontos de captura. Os testes de germinação foram realizados com sementes obtidas nas fezes dos animais (grupo teste) e com sementes coletadas diretamente da planta (grupo controle). As diferenças encontradas foram avaliadas por meio do teste do Qui-Quadrado (χ^2) com correção de Yates (indicada para amostras pequenas).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Oito espécies de mamíferos foram registradas: *Cerdocyon thous*, *Dasyus novemcinctus*, *Didelphis albiventris*, *Mazama* sp., *Nasua nasua*, *Oligoryzomys* sp., *Procyon cancrivorus* e *Tamandua tetradactyla*. A espécie com maior número de registros foi *D. novemcinctus* (49,5% das ocorrências em filmagens), a única que interagiu de alguma forma com os pseudofrutos de *H. dulcis*. *Didelphis albiventris*, embora não tenha sido detectado interagindo com a uva-do-japão por meio das armadilhas-fotográficas, consumiu pseudofrutos, pois foram encontradas sementes de *H. dulcis* em amostras fecais. Duas espécies de marsupiais da família Didelphidae foram capturadas nas duas áreas, totalizando 32 capturas e uma recaptura: oito indivíduos da espécie *Philander frenatus* (cuíca-de-quatro-olhos) e 24 indivíduos da espécie *Didelphis albiventris* (gambá-de-orelha-branca). Trinta e um bolos fecais de ambas as espécies foram coletados e triados. Sementes de *H. dulcis* foram encontradas em quase metade das amostras coletadas de *D. albiventris* (11 bolos fecais ou 47,82%), enquanto as amostras fecais de *P. frenatus* não continham sementes desta espécie. Abril foi o mês com maior ocorrência de sementes nas amostras (64%) e também aquele com o maior número de sementes encontradas em

uma única amostra (6 sementes). Em Maquiné, RS, onde foram coletadas sementes de *H. dulcis* nas amostras fecais de *D. albiventris*, os pseudofrutos eram muito abundantes. Contudo, apesar da oferta elevada, o número de sementes encontradas nas fezes foi baixo, o que sugere um baixo consumo. Das 105 espécies vegetais registradas em Maquiné (TRENTIN, 2017), pelo menos 31 apresentam período de frutificação que coincide, ainda que em parte, com aquele de *H. dulcis*. Aparentemente, os pseudofrutos de *H. dulcis* não se mostraram um item importante na dieta de *D. albiventris*, embora esta espécie de marsupial consuma os pseudofrutos se estiverem disponíveis no ambiente. O percentual de sementes nas amostras fecais, que germinaram (16%), foi significativamente inferior ($\chi^2=16,598$; gl=1; $p<0,0001$.) ao percentual de sementes extraídas dos pseudofrutos, que germinaram (48%). Portanto, parece que a ingestão das sementes pelos marsupiais prejudicou a germinação da planta invasora.

CONCLUSÃO

As espécies registradas por meio de armadilhas-fotográficas e de filmagem, nas áreas de estudo, não consumiram os pseudofrutos de *H. dulcis*. Dentre os marsupiais, *Philander frenatus* não consumiu pseudofrutos da uva-do-japão, pois não foram encontradas sementes nas amostras fecais coletadas. *Didelphis albiventris*, apesar de incluir os pseudofrutos em sua dieta, parece não estar contribuindo para a dispersão de *H. dulcis*, já que a ingestão das sementes reduziu o percentual de germinação.

LITERATURA CIENTÍFICA

- ASLAN, C.E. Implications of newly-formed seed-dispersal mutualism between birds and introduced plants in northern California, USA. **Biological Invasions**, v. 13. p. 2829-2845. 2011.
- BUDKE, J.C.; ATHAYDE, E.A.; GIEHL, E.L.H.; ZÁCHIA, R.A.; EISINGER, S.M. **Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil**. Iheringia, Botânica. V. 60 n.1 p.17-24. 2005.
- CARVALHO, P.E.R. **Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunberg)**. Boletim Técnico, 23. Colombo: Embrapa – CNPFloresta, 24p. 1994.
- DECHOUM, M. D. S. 2015. **Invasão por *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) nas florestas do Rio Uruguai: aspectos ecológicos e diretrizes para o manejo**. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de Santa Catarina, 148p.
- GALLETI, M.; PIZZO, M.A.; MORELLATO, P.C. Fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. In: CULLEN, L.J.R.; RUDRAN, R.; PADUA, C.V. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003, 667 p.
- HYUN, T.K; EOM, S.H; YU, C.Y.; ROITSCH, T. *Hovenia dulcis* - an Asian traditional herb. **Planta Medica**, **76**. v. 10 p. 943-949, 2010.
- JORDANO, P. Fruits end frugivory. In: FENNER, M. **Seeds: The ecology of regeneration in plant communities**. 2 Ed. EDCABI PUBL. p. 125-166. 2000.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M.A.; SILVA, W.R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à Biologia da Conservação. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos, SP: Rima, P. 411-436. 2006.

TRENTIN, B.A. Laudo de cobertura vegetal da pousada ecológica recanto da mata. (**laudo técnico**). Maquiné, 2017.

Interação entre pseudofrutos não mirmecocóricos de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) e formigas (Hymenoptera: Formicidae) em área de Mata Atlântica, RS, Brasil

Gabriel de Carvalho Guimarães ^{1*}, Maurício Pereira Almerão ²,
Luciana Regina Podgaiski ²

¹ Universidade LaSalle, Canoas, RS, Brasil. *gabriel.cienciasbiologicas@hotmail.com

² Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Dispersão secundária, remoção, sementes

INTRODUÇÃO

Frutos e sementes representam uma parte importante da dieta das formigas, especialmente em florestas tropicais, onde há grande disponibilidade de recursos facilitando conseqüentemente as Interações envolvendo formigas, frutos e sementes têm sido registradas nos mais distintos habitats do mundo entre um pouco mais de 70 famílias de plantas e pelo menos quatro subfamílias de formigas. No Brasil, pesquisas sobre a interação de formigas com frutos e sementes vêm recebendo alguma atenção ao longo dos últimos anos. Contudo, são raríssimos os estudos tendo como tema interações entre formigas e sementes de espécies exóticas invasoras (EEl). No Brasil, a última estimativa mostrou 459 EEl ocorrendo no país, das quais 198 são plantas. Estas plantas exóticas invasoras são capazes de perturbar a estrutura dos ecossistemas, reproduzir-se em grande número, se dispersar a longas distâncias, competir com as espécies nativas e desenvolver populações auto-regenerativas alterando os processos ecológicos naturais do local. Algumas dessas EEl chamam a atenção pelo seu grande potencial de invasão, como por exemplo, a espécie *Hovenia dulcis*, nativa do leste asiático (Japão, Coréia e leste da China) e conhecida popularmente na região sul do Brasil como uva-do-japão. Neste contexto, o presente estudo investigou em uma área de Mata Atlântica com a presença da EEI *H. dulcis*: (1) quais espécies de formigas interagem com pseudofrutos/sementes de *H. dulcis*, (2) de que forma essas formigas interagem com o pseudofruto/semente de *H. dulcis* e (3) quais espécies de formigas conseguem realizar o deslocamento do pseudofruto/semente de *H. dulcis*.

METODOLOGIA

O estudo foi realizado na Reserva Biológica (REBIO) Estadual Mata Paludosa, localizada no município de Itati, na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil (29°30'S e 50°05'O). Para condução dos experimentos de interação, inicialmente, pseudofrutos maduros e viáveis de *H. dulcis* foram coletados na área de estudo. Esses pseudofrutos foram cortados em pedaços menores (aproximadamente 1 cm), preservando sempre a porção apical globosa, onde são encontradas as sementes. Nessa mesma área foi definida uma transecção composta por 30 estações de observação (unidade amostral) enumeradas de um a trinta e distribuídas a cada

5m de distância. Cada estação continha cinco pedaços de pseudofrutos de *H. dulcis*, dispostos sobre um papel ofício branco (15cm x 15cm). Essas estações eram observadas por dez minutos ao longo de dois momentos do dia: manhã (07hn às 12h) e tarde (13h às 18h), sendo conduzidas durante três diferentes meses: junho (quatro dias), julho (três dias) e agosto (dois dias) de 2018, totalizando 540 estações de observação (30 estações x 2 períodos do dia x 9 dias). Cada observação realizada foi feita seguindo metodologia adaptada de Passos e Ferreira (1996), sendo elas: examinar o pseudofruto (e), cortar ou mastigar o pseudofruto (c), ignorar o pseudofruto (i), tentar deslocar o pseudofruto (t) e deslocar o pseudofruto (d). Alguns indivíduos que deslocaram o pseudofruto por mais de 1 cm de distância, foram seguidos para determinar a distância da estação e o destino para onde o pseudofruto foi deslocado. No final de cada observação também foram coletadas e armazenadas algumas formigas em microtubos contendo etanol 70° GL. Posteriormente o material coletado foi levado para o laboratório de Conservação e Manejo da Biodiversidade da Universidade La Salle, Canoas, para que cada indivíduo fosse identificado em nível de gênero, utilizando-se as chaves dicotômicas de Bolton (2014). Para a identificação em nível de espécie, foram utilizadas chaves dicotômicas dos grupos específicos, além de análises comparativas com material disponível na coleção de formigas do Laboratório de Ecologia de Interações da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No total, em 441 (81,6%) estações de observação ocorreram algum tipo de interação entre formigas e pseudofrutos de *H. dulcis*. Essas interações foram observadas para 22 espécies de formigas, pertencentes a cinco subfamílias: Dolichoderinae, Dorylinae, Ectatomminae, Myrmicinae e Ponerine. Sendo a subfamília Myrmicinae a mais representativa com 18 (82%) espécies, assim como a mais frequente com 89% do total de interações registradas. Dentre as 22 espécies registradas interagindo com o pseudofruto de *H. dulcis*, 19 espécies foram observadas apenas cortando ou mastigando o pseudofruto, uma espécie foi registrada ignorando completamente o pseudofruto e duas espécies (*Pachycondyla striata* e *Pheidole* sp.2) foram registradas deslocando o pseudofruto por distâncias superiores a 1cm. A espécie *P. striata* foi responsável por 32 deslocamentos e *Pheidole* sp.2 por 8 deslocamentos. Das 32 deslocamentos de pseudofrutos observadas por *P. striata*, em 11 oportunidades o pseudofruto teve como depósito final seu respectivo ninho. Já a espécie *Pheidole* sp.2 deslocou o pseudofruto para seu ninho em todos os 8 deslocamentos observados. As distâncias de deslocamento do pseudofruto variaram entre as duas espécies. Para *P. striata* a distância máxima foi de 12,54m e mínima de 0,55m, já para a espécie *Pheidole* sp.2 a distância máxima foi de 1,78m e mínima de 0,14m. Estas duas espécies de formigas apresentaram diferentes comportamentos em relação à forma de deslocamento dos pseudofrutos. Formigas da espécie *Pheidole* sp.2 recrutavam operárias companheiras de ninho para fazer a deslocamento do pseudofruto, enquanto as formigas da espécie *P. striata* podiam realizar este comportamento de forma individual. Esse comportamento de deslocamento do

pseudofruto de *H. dulcis* por formigas, pode beneficiar essa EEI já durante o transporte, já que algumas sementes podem acabar sendo perdidas ou abandonadas pelas próprias formigas, podendo estas sementes em condições favoráveis germinar neste novo local ou ser levada até o interior do seu ninho. Uma vez dentro do ninho, a parte carnosa e adocicada do pseudofruto pode ser usada como alimento pelas formigas, sobrando apenas o que não interessa, ou seja, as sementes que estavam presas ao pseudofruto. Essas sementes geralmente intactas são removidas pelas formigas para locais de rejeito, onde podem acabar sendo beneficiadas por alguns fatores biológicos presentes.

CONCLUSÃO

Tendo como base o número de vezes em que foi observado o deslocamento de pseudofrutos por formigas, os resultados deste estudo indicam que as formigas da espécie *Pachycondyla striata* e *Pheidole* sp.2, possuem grande potencial para serem consideradas dispersoras secundárias da espécie exótica invasora *H. dulcis*. Este estudo avaliou apenas uma etapa do processo de dispersão, sendo fundamental analisar em futuros estudos o que acontece com a semente após entrar no ninho.

LITERATURA CIENTÍFICA

BEATTIE, A. J.; CULVER, D. C. Inhumation: how ants and other invertebrates help seeds. *Nature*, v. 297, n. 5868, p. 627, 1982.

BOLTON, B. 2014: New general catalogue. Disponível em <https://www.antwiki.org/wiki/New_General_Catalogue>. Acesso em: 17 Maio de 2019.

DUNN, R. R.; GOVE, A. D.; BARRACLOUGH, T. G.; GIVNISH, T. J.; MAJER, J. D. Convergent evolution of an ant-plant mutualism across plant families, continents, and time. *Evolutionary Ecology research*. V. 9, pp. 1349 – 1362. 2007.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. *The ants*. Cambridge: The Belknap Press of Harvard University Press. 1990.

INSTITUTO HÓRUS. Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil. Florianópolis, Instituto Hórus. Disponível em <<http://i3n.institutohorus.org.br>>. Acesso em: 11 Janeiro de 2019.

LIRA, P. K. Remoção de sementes por formigas em borda e interior de floresta na Amazônia central. *Inpa*. 2011.

MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.C.; DAVIDSON, E.A. Influence of leaf-cutting ant nests on secondary forest growth and soil properties in Amazonia. *Ecology*, v. 84, p. 1265-1276. 2003.

O'DOWD, D. J.; HAY, M. E. Mutualism between harvester ants and a desert ephemeral: seedescape from rodents. *Ecology*, v. 61, n. 3, p. 531-540, 1980.

PASSOS, L.; OLIVEIRA, P.S. Interaction between ants and fruits of *Guapira* opposite (*Nyctaginaceae*) in a Brazilian sandy plain rainforest: ant effects on seeds and seedlings. *Oecologia*, 139(3), pp.376-382. 2004.

PASSOS, L.; FERREIRA, S. O. Ant dispersal of *Croton priscus* (*Euphorbiceae*) seeds in an tropical semideciduous forest in southeastern Brazil. *Biotropica*, p. 697-700, 1996.

PITELLI, R. A. Plantas exóticas invasoras. A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais. Sociedade Botânica do Brasil, p. 409-412, 2007.

PIZO, M. A.; OLIVEIRA, P. S. The Use of Fruits and Seeds by Ants in the Atlantic Forest of Southeast Brazil 1. *Biotropica*, v. 32, n. 4b, p. 851-861, 2000.

POWELL, K. I.; CHASE, J. M.; KNIGHT, T. M. A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. *American Journal of Botany*, v. 98, n. 3, p. 539-548, 2011.

SHIRASAWA, Y. *Common trees of Japan*. Tokyo: Kohdansha. 397 p. p.221,292,293. 1983.

WILD A. L. Taxonomic revision of the ants genus *Lenepithema* (Hemiptera: Formicidae). *University of California Publications in Entomology*, p. 387-412, 2007.

WILSON E. O. *Pheidole in the world: a dominant, hyperdiverse ant genus*. Harvard University Press, 2003.

ZENNI, R. D; ZILLER, S. R. An overview of invasive plants in Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, v. 34, n. 3, p. 431-446, 2011.

A presença de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) influencia a comunidade edáfica? Estudo de caso na REBIO Mata Paludosa, Itati, RS

Jeremias Gonçalves ^{1*}, Talita Pelissioli ¹, Mauricio Pereira Almerão ¹

¹ Universidade La Salle, Canoas, RS, Brasil. *jeremias.goncalves0549@unilasalle.edu.br

PALAVRAS-CHAVE: Espécie Exótica Invasora (EEI), uva-do-japão, solo

INTRODUÇÃO

A Reserva Biológica Estadual Mata Paludosa (REBIO Mata Paludosa) é uma Unidade de Conservação (UC) localizada no município de Itati, no Estado do Rio Grande do Sul. O objetivo principal da reserva é a proteção integral dos exemplares de flora e fauna silvestre contidos nessa zona de transição entre Floresta de Planície e Floresta de Encosta. Um dos principais problemas desta UC é a presença de Espécies Exóticas Invasoras (EEl) como *Hedychium coronarium* J. Koenig (Zingiberaceae) e *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae), consideradas promotoras de grandes preocupações, principalmente, por conta de seus mecanismos de competição interespecífica. Em virtude de aspectos da sua fenologia, *H. dulcis* (quando muito prevalente) acaba por agregar grande necromassa à composição da serapilheira. Somado a esta questão está a comprovada atividade alelopática da espécie através da liberação de compostos (metabólitos) secundários (Wandscheer et al., 2011). Portanto, o presente estudo propõe-se a investigar uma possível influência de *H. dulcis* na comunidade edáfica em áreas da REBIO Mata Paludosa.

METODOLOGIA

A partir da invasão de *H. dulcis* na REBIO Mata Paludosa, duas áreas serão definidas: área 1 (sem invasão observada) e área 2 (com invasão observada). Para definição da área 1, esta será inspecionada por duas pessoas, durante duas horas, a fim de constatar a presença de indivíduos adultos, plântulas e/ou sementes no solo. As duas áreas (1 e 2) são áreas contíguas, à direita (área 1) e à esquerda (área 2) da Trilha do Boi (TB), separadas por 5m de distância. Em ambas as áreas serão definidas uma subárea (retangular) de aproximadamente 20 x 40 m. Em cada subárea serão definidas 10 unidades amostrais de 40 x 40 cm, nas quais toda a serapilheira e parte do solo serão coletadas. Todas as 10 amostras de cada subárea serão devidamente identificadas, acondicionadas em sacos plásticos e levadas para a triagem no Laboratório de Conservação e Manejo da Universidade La Salle, Canoas, RS. A triagem do material será conduzida a partir da utilização de dois métodos: coleta manual e funil de Berlese-Tullgren. Na coleta manual, o material é disposto em bandejas plásticas de cor branca, sendo os espécimes encontrados pinçados e acondicionados em potes com etanol 70%, para posterior triagem. Já o funil de Berlese-Tullgren é um dos mais usados para obter amostras de artrópodes de solo, sendo este composto apenas por um funil com uma fonte de calor no topo e

embaixo um recipiente coletor (Rodrigues et al., 2008). Além disso, serão coletadas três amostras aleatórias de 500 g de solo em cada subárea para análises de solo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Até o momento, foram realizadas duas amostragens (agosto e setembro de 2019), para fins de ajustes na metodologia proposta. Ao final das triagens manuais, um total de 151 indivíduos foram coletados e separados em 7 diferentes grandes grupos taxonômicos (Chilopoda, Diplopoda, Isopoda, Amphipoda, Araneae, Opiliones e Hymenoptera). Destes, 21 indivíduos não foram identificados até o momento. A ordem Hymenoptera, por conta da grande presença de formicídeos, foi a mais abundante (N=86; 56,9%), seguida por Amphipoda (N=12; 7,9%), Araneae (N=10; 6,6%), Chilopoda (N=8; 5,3%), Isopoda (N=7; 4,6%), Diplopoda (N=6; 3,9%) e Opiliones (N=1; 0,7%), sendo o grupo menos abundante; o agrupamento NI (Não Identificados) representou 13,9% no total das subamostras. Na área com presença de *H. dulcis*, 59 artrópodes foram coletados, sendo Hymenoptera a ordem mais abundante (N=40; 67,8%), seguida de Amphipoda (N=5; 8,4%), Chilopoda e Araneae (N=4; 6,8%) e Diplopoda e Isopoda (N=1; 1,7%); o agrupamento NI representou 6,8%. Na área sem a presença de *H. dulcis*, foram obtidos 92 indivíduos, Hymenoptera permanece sendo a mais abundante (N=46; 50%) seguida de Amphipoda (N=7; 7,6%), Isopoda e Araneae (N=6; 6,5%), Diplopoda (N=5; 5,4%), Chilopoda (N=4; 4,4%) e Opiliones (N=1; 1,1%), sendo o menos abundante dentre os outros grupos; o agrupamento NI representou 18,5%.

CONCLUSÃO

Por estar em estágio inicial, o experimento conta com dados insuficientes para uma conclusão. O esforço amostral previsto para o experimento é de um ano de coletas mensais, sendo esta apenas a primeira. Porém, analisando previamente os dados obtidos pode-se ponderar uma diferença tanto na riqueza, quanto na abundância entre os artrópodes coletados nas diferentes subáreas.

LITERATURA CIENTÍFICA

RODRIGUES, K.M. et al. 2008. Funis de Berlese-Tüllgren modificados utilizados para amostragem de Macroartrópodes de Solo. Circular Técnica, 22, 1-6.

WANDSCHEER, A.C.D, et al., 2011. Atividade alelopática de folhas e pseudofrutos de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) sobre a germinação de *Lactuca sativa* L. (Asteraceae). Acta Botanica Brasílica, 25 (1), 25-30.

Ensaio de ecotoxicidade com *Eisenia fetida* para avaliação de solo de área impactada pela *Hovenia dulcis* Thunberg

Alana Oliveira dos Santos^{1*}, Fernanda Rabaioli da Silva¹, Maurício Pereira Almerão¹

¹ Universidade LaSalle, Canoas, RS, Brasil. * alana.santos1242@unilasalle.edu.br

PALAVRAS-CHAVE: Uva-do-japão, minhoca, teste de comportamento, teste de letalidade

INTRODUÇÃO

A introdução de espécies exóticas invasoras altera drasticamente o ambiente, ameaçando populações e comunidades nativas. Para a economia, o manejo de espécies invasoras pode acarretar em altos custos e não ser eficaz. No Brasil, a espécie exótica invasora *Hovenia dulcis* Thunb, conhecida popularmente na região sul como uva-do-japão, é uma espécie da família Rhamnaceae, com vegetação arbórea e caducifolia e de origem oriental (Japão, China e Coreia). Na região Sul, ocorre nos três estados e já foi registrada em todo o território do Rio Grande do Sul, sob as formações de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual e Decidual (Instituto Hórus, 2010). Plantas invasoras possuem mecanismos de defesa que ajudam na competição por espaço com plantas nativas, como a falta de inimigos naturais por exemplo. Outro mecanismo de defesa é a produção de compostos aleloquímicos, que atuam como agroquímicos naturais, impedindo o crescimento de outras espécies ao entorno. Análises com bioensaios de toxicidade são considerados importantes ferramentas na avaliação de agentes químicos sobre a fauna edáfica. No Brasil, os métodos padronizados são baseados por agências internacionais como a *International Organization for Standardization* (ISO) e *Organization for Economic Co-operation and Development* (OECD), que empregam minhocas como bioindicadores, avaliam a sobrevivência, a reprodução e o seu comportamento de rejeição desses organismos aos contaminantes. Com essa premissa, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do solo de áreas invadidas por *Hovenia dulcis* Thunb. sobre organismos relacionados à qualidade do solo e a processos ecossistêmicos importantes, usando como bioindicador a espécie *Eisenia fetida*, através de ensaios ecotoxicológicos.

METODOLOGIA

As coletas do solo foram realizadas no mês de setembro de 2019, em duas áreas: com a presença de *H. dulcis* e sem a presença da espécie, dentro da Unidade de Conservação Mata Paludosa. Para a amostragem foi utilizado o método de parcelas. Após, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos etiquetados e transportadas até o Laboratório de Ecogenotoxicidade da Universidade La Salle. Conforme recomendações das normas dos ensaios de toxicidade (OECD, 1984; ISO, 1998), o solo artificial tropical (SAT) foi preparado tendo como componentes: 70% de areia fina industrial lavada, 20% de argila branca (caulim) e 10% de musgo *Sphagnum*

(briófita) moído e seco, ambos peneirados. Para se ter uma avaliação da sensibilidade dos organismos teste, cultivados no laboratório, foi preciso utilizar uma substância de referência como controle positivo (ácido bórico - 750 mg/kg de solo). Também foram ajustadas o pH (entre 5,5 e 8) e a umidade dos solos (65%) conforme ISO 15537/2007 e algumas literaturas. Os ensaios de comportamento realizados com minhocas da espécie *Eisenia fétida* foram utilizados de acordo como *draft* da ISO *Avoidance test for testing the quality of soil sand the toxicity of chemicals* (ISO, 2002). Foram utilizadas amostras de solos com e sem a presença de *H. dulcis* e de solos controles (solo artificial), com 200 g de solo para cada amostra. O solo com e sem presença de *H. dulcis* e o solos-controle foram dispostos em um único recipiente separado em dois segmentos com ajuda de uma placa divisora, em cada amostra foram feitas triplicatas (600 g de solo de cada amostra), onde em cada réplica foram adicionadas 10 minhocas. O ensaio foi acondicionado em sala com temperatura controlada ($20 \pm 2^\circ\text{C}$) durante 48 h, sob intensidade luminosa constante de 600 lux (400 a 800 lux) e fotoperíodo natural. Após término do ensaio, foi verificada a porcentagem de minhocas presentes no solo-teste e no solo-controle. Os ensaios de toxicidade aguda foram realizados de acordo com as normas ISO 11268-1 e *ISO 11268-2*. Neste ensaio, foram utilizados 600 g de solo por amostra, para adicionar nas triplicatas, e 10 minhocas por réplica. Os recipientes de plásticos foram identificados e tiveram as tampas perfuradas. A mortalidade foi observada e registrada no 7º e no 14º dia. O percentual de mortalidade e o peso obtido foram comparados com o solo SAT.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No teste de fuga, o solo controle negativo (SAT/SAT) apresentou uma distribuição de 70%:30% de minhocas para cada lado, com evitamento de 30%. Desta forma esses valores foram tomados como referência. No solo controle positivo, a distribuição foi de 80%:20% com evitamento de 67%, indicando função de habitat limitada. Em relação ao solo teste com *Hovenia* (SCH), observou-se que não foi tóxico para as minhocas da espécie *Eisenia fétida*, visto que houve atração por parte delas. Na amostra SSH (solo sem *Hovenia*) x SCH, houve um percentual de - 40% de evitamento no SCH. No experimento SAT x SCH, o percentual foi de - 87%. O mesmo não foi observado na amostra de solo de regiões sem *Hovenia*. Nos ensaios de toxicidade, as minhocas expostas durante 14 dias apresentaram baixa letalidade, com exceção do controle positivo. Nas amostras de solo SAT houve apenas uma morte no 14º dia; no solo SAT (+), no 7º dia, houve mortalidade de um indivíduo na amostra 3; e no 14º dia houve letalidade nas três réplicas. No SCH apenas uma morte foi observada no 7º dia na 2ª réplica. E no SSH nenhuma morte foi localizada. Redução na taxa de crescimento foi observada apenas no solo SAT (+).

CONCLUSÃO

Tomando como referência o *dual test* (SAT/SAT) o solo coletado em área com *Hovenia dulcis* não causou toxicidade nas minhocas. Pelo contrário, as minhocas apresentaram um comportamento preferencial pelo solo desta região. Isso se deve, talvez, à diferença de matéria orgânica entre os solos. Desta forma, a quantificação da

matéria orgânica e dos elementos inorgânicos devem ser realizados nas amostras em questão.

LITERATURA CIENTÍFICA

AZEVEDO, A. R. de; CORONAS, M. V. Uso de testes de fuga com minhocas *Eisenia andrei* e *Eisenia fetida* para identificação da toxicidade de agrotóxicos no Brasil: Uma breve revisão da literatura. **Ciência e Natura**, [s.l.], v. 40, p.18-26, 12 mar. 2019. Universidade Federal de Santa Maria. <<http://dx.doi.org/10.5902/2179460x35495>>.

CARVALHO, P.E.R. Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunberg). Colombo: **EMBRAPA – CNP Florestas**, Circular Técnica, 23, 24p.,1994.

INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL [Online] **Exóticas invasoras: Fichas técnicas**.
Homepage:<https://www.institutohorus.org.br/inf_fichas.htm,2010>.

ORTIZ, D.C. **Efeito do plantio de *Pinus elliottii* para a fauna edáfica e para a germinação de sementes: estudos na Floresta Nacional de Três Barras**. 2015. 78 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Catarina, Curitibanos, 2015.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. In: Número Temático: Diagnóstico e Controle de Espécies Exóticas Invasoras em Áreas Protegidas. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**. Biodiversidade Brasileira, v. 3, n. 2, p. 32-49,2013.

Comércio de mel de uva-do-japão na Região Metropolitana de Porto Alegre, RS

Talita Pelissioli ^{1*}, Maurício Pereira Almerão ¹

¹ Universidade La Salle, Canoas, RS, Brasil * talitap498@gmail.com

PALAVRAS-CHAVE: Espécies Exóticas Invasoras, *Hovenia dulcis*, uso, via de introdução

INTRODUÇÃO

A Biologia de Invasão, ou simplesmente o estudo de Espécies Exóticas Invasoras (EEl) vem, cada vez mais, tornando-se tema dos principais debates mundiais sobre impactos ambientais. Muitas destas espécies, ao serem introduzidas em novas áreas, passam por fases estabelecimento e dispersão, podendo causar sérios impactos negativos à saúde humana, à economia e à biodiversidade local. A uva-do-japão, *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae), é uma espécie vegetal oriunda do continente asiático que foi introduzida na Região Sul do Brasil há quase quarenta anos. O uso por populações humanas é causa da sua introdução nesta região, onde tem, aparentemente, encontrado condições bioclimáticas favoráveis para o estabelecimento de suas populações. Apesar de a literatura trazer uma série de usos relacionados a espécie, não existem muitas informações sobre a intensidade destes usos. A uva-do-japão é uma espécie polinizada por abelhas (planta apícola), que utilizam o néctar das flores para a produção de mel. Relatos da literatura dão conta de que a produção de mel é um dos principais usos relacionados à espécie. O Rio Grande do Sul (RS) é o maior produtor de mel do país, com aproximadamente 16% da produção nacional. No estado as floradas mais conhecidas são a de eucalipto, quitoco, aroeira mansa e a própria uva-do-japão. O mel é um produto comercializado em diferentes estabelecimentos físicos (supermercados, lojas de produtos naturais, feiras itinerantes, etc.). Tendo em vista este contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a intensidade do comércio do mel de uva-do-japão em estabelecimentos físicos no município Porto Alegre e região metropolitana.

METODOLOGIA

Em um primeiro momento, foi realizado um levantamento dos estabelecimentos físicos que sabidamente ou potencialmente comercializam o mel. Foram utilizados, respectivamente, três métodos para obtenção dos dados: busca *online* (para uma primeira visão sobre a intensidade do comércio), visita à estabelecimentos e contato com produtores de mel de uva-do-japão. Primeiramente, as buscas *online* foram realizadas utilizando-se de palavras-chave como "Mel, uva-do-japão (e suas variações) e Porto Alegre (ou Canoas)", sempre visando sites ou páginas de comércios locais onde possivelmente houvesse venda de mel. As pesquisas *online* ocorreram do dia 31 de agosto de 2018 à 14 de setembro de 2018. Após as buscas *online*, foram realizadas visitas a alguns estabelecimentos localizados no município de Canoas-RS, com potencial venda de mel (supermercados, feiras itinerantes, lojas

de produtos naturais e coloniais), sendo levantados dados presentes no rótulo dos produtos como: valor, florada e local de produção. Todo mel encontrado foi registrado por meio de fotografias, mesmo os provenientes de outras floradas. As visitas a estabelecimentos físicos ocorreram do dia 2 de outubro de 2018 à 12 de outubro de 2018. Após pesquisas e visitas aos estabelecimentos, foram selecionados quatro apiários/produtores que produziam e comercializavam mel de uva-do-japão para a aplicação de um questionário para obtenção de dados que não foram encontrados anteriormente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir das buscas *online*, obteve-se resultado de dois apiários, localizados em Canoas-RS que produzem e comercializam o mel de uva-do-japão. Porém, demais informações como preço e locais de venda, não foram obtidas. Posteriormente, um total de 11 estabelecimentos foram visitados, no entanto, em apenas dois o mel de uva-do-japão foi encontrado. Em todos os locais visitados, outras floradas foram encontradas com predominância de mel de eucalipto e de flores silvestres. Há uma problemática acerca destes méis rotulados como “flores do campo”, ou “mata nativa”, nas quais não se especifica quais floradas foram utilizadas para a produção do mel. Pode-se haver floradas de uva-do-japão “mascaradas” nestes produtos, o que dificulta ainda mais no controle e na obtenção de dados precisos sobre a magnitude da prática de produção de mel de *H. dulcis*. A partir da aplicação do questionário aos produtores, obteve-se algumas informações como a área de produção (onde há *H. dulcis*) e a intensidade de procura pelo mel. Algumas dificuldades foram encontradas neste momento da pesquisa pois algumas respostas não foram obtidas ou pelo não retorno de e-mails ou por receio dos produtores em repassar certas informações. Dos 4 produtores selecionados, de apenas dois foram obtidas respostas. Foi possível perceber que neste campo de pesquisa, o contato direto com os produtores não seria satisfatório, tanto pela dificuldade de arranjar estes contatos, quanto pelas respostas obtidas, que não são contundentes.

CONCLUSÃO

Apesar de algumas limitações na busca de informações acerca do comércio de mel, os resultados apontam para um comércio ativo e, talvez, subestimado. Apesar de ser proibido no estado, dados recentes dão conta de um comércio da espécie bastante intenso em viveiros e floriculturas, provavelmente relacionado aos usos da espécie. Ao vislumbrar uma fonte de renda, produtores podem estar cultivando a espécie em pequena, média ou larga escala, fato que pode amplificar os problemas ambientais já postos.

LITERATURA CIENTÍFICA

DA SILVA, J.G. Efeitos da arbórea introduzida Thunb. (Rhamnaceae) sobre o componente arbóreo-arbustivo regenerante da Floresta Atlântica no Sul do Brasil. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Botânica. Porto Alegre, 2012.

CARVALHO, P.E.R. Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunberg) por Paulo Ernani Ramalho Carvalho. Colombo: EMBRAPA-CNP Florestas. 24p. (EMBRAPA-CNP Florestas. Circular Técnica, 23). 1994

LAZZARIN, L.C. et al. Invasão biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em fragmentos florestais na Região do Alto Uruguai, Brasil. Revista Árvore, Viçosa-MG, v.39, n.6, p.1007-1017, 2015

Diagnóstico das espécies da flora exótica presentes no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul

Thais de Beauclair Guimarães ¹, Dayse Aparecida dos Santos Rocha ¹,
Luiz Henrique da Silva Ferreira ¹, Salete Ferreira ², Felipe Rangel ²

¹ Parque Estadual de Itapuã, Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Rio Grande do Sul,
Porto Alegre, RS, Brasil. * dayse-rocha@sema.rs.gov.br

² Divisão de Unidades de Conservação da Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura
do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Invasão biológica, Unidade de Conservação, flora exótica, risco
de Invasão

INTRODUÇÃO

O Parque Estadual de Itapuã (PEI) está localizado no município de Viamão, Rio Grande do Sul, entre as coordenadas 50°50' e 51°05' W e 30°20' e 30°27' S e possui 5.566,50 hectares. O Parque foi criado inicialmente pelo Decreto nº 22.535, de 14 de julho de 1973, com o objetivo de conservação dos últimos ecossistemas originalmente existentes na região (DRNR, 1997). No PEI historicamente além da exploração das pedreiras, moraram pessoas que cultivavam plantas exóticas para fins alimentícios, medicinais, ornamentais e madeireiros. As pessoas foram retiradas, porém as plantas continuaram. As espécies exóticas podem modificar processos ecológicos dos ecossistemas originais como ciclagem de nutrientes, produtividade vegetal, cadeias tróficas, sucessão ecológica, dispersão de sementes e muitos outros processos (Ziller e Galvão, 2002; Liesenfeld et al., 2004). A invasão biológica que essas espécies podem promover é a segunda causa de perda de biodiversidade no planeta (Ziller e Zalba, 2007). O objetivo do presente trabalho foi realizar um diagnóstico das espécies exóticas presentes no PEI e verificar se existe risco de invasão dos ecossistemas presentes na área por alguma delas.

METODOLOGIA

No início do ano de 2014 foi formada uma equipe de trabalho com funcionários do PEI e técnicos da Divisão de Unidades de Conservação. Ao longo do referido ano foram feitas quatro saídas de campo (totalizando 24 horas), quando percorreu-se trilhas, praias e estradas do PEI para coleta de dados e avaliação quanto a situação de invasão e o grau de dispersão das espécies, de acordo com o roteiro para controle de espécies exóticas invasoras estabelecido pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (<https://institutohorus.org.br>). Os dados avaliados para cada espécie exótica encontrada foram: situação da invasão, grau de dispersão e categoria de risco.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram registradas e avaliadas 26 espécies exóticas na área do PEI, sendo que 15 (34%) estão incluídas na lista de espécies da flora exótica invasora do Rio Grande do Sul (Secretaria do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2016). Dessas espécies, cinco (11,3%) se destacam na avaliação pois foram consideradas invasoras, dispersas por grande parte da área amostrada e de alto risco, de acordo com o roteiro utilizado: *Asparagus setaceus* (Kunth) Jessop. (família Asparagaceae); *Brachiaria* sp. (Poaceae); *Furcraea foetida* L. Haw. (Asparagaceae); *Pinus elliotti* Engelm. (Pinaceae) e *Syzygium cumini* (L.) Skeels (Myrtaceae). Quanto aos locais de ocorrência *A. setaceus* invade o subosque das matas semidecíduais; *Brachiaria* sp. os campos dos morros, as estradas e beiras de trilhas; *F. foetida* os costões rochosos; *P. elliotti* os topos de alguns morros e principalmente as baixadas úmidas entre dunas da Praia de Fora. *S. cumini* também apresenta comportamento invasivo nessa mesma praia, porém em áreas mais secas e em dunas. Dentre essas espécies *P. elliotti* já é reconhecidamente considerada exótica invasora de ecossistemas (Ziller, 2001; Liesenfeld et al., 2004). Nas áreas de baixadas entre dunas, forma grandes populações, cobrindo o solo e impedindo a colonização de espécies nativas, que necessitam de luz. *F. foetida* é muito agressiva em ambientes rupestres, competindo com as espécies nativas como bromélias, cactos e orquídeas (Liesenfeld et al., 2004). *Brachiaria* sp., ocorrendo nos morros originalmente em áreas de campos, cobre todo o solo e também impede o desenvolvimento das espécies nativas. Sabe-se que os campos de morros são locais de existência de muitas espécies nativas ameaçadas de extinção (Setubal et al., 2011). Outras espécies incluídas na lista da flora exótica invasora do Rio Grande do Sul e presentes no PEI como *Melia azedarach* L.; *Psidium guajava* e *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth consagradas como invasoras (Ziller, 2001) não apresentaram esse comportamento no PEI.

CONCLUSÃO

O presente trabalho pode indicar as espécies exóticas presentes no PEI e quais apresentaram características de espécies invasoras. A partir dos dados obtidos nesse estudo verificou-se que *Pinus elliotti* tem seu estabelecimento facilitado principalmente nas baixadas úmidas entre dunas na Praia de Fora e *Brachiaria* sp. nos campos dos morros do PEI. Outra espécie que chama a atenção é *Asparagus setaceus*, nos subbosques das matas semidecíduais. Os dados obtidos mostram que essas três espécies são as principais exóticas invasoras do PEI. A partir desse diagnóstico inicial será elaborado um plano de ação para remoção dessas espécies.

LITERATURA CIENTÍFICA

DRNR, 1997. Plano de Manejo Parque Estadual de Itapuã. Departamento de Recursos Naturais Renováveis. Secretaria da Agricultura e Abastecimento. Rio Grande do Sul. 314p.

LIESENFELD, M.V.A.; PELLEGRIM, L.M. 2003. Risco Ecológico: A invasão por *Pinus* e a problemática das espécies alienígenas vegetais no Parque Estadual de Itapuã- Viamão, RS. 2º Simpósio Nacional de Áreas Protegidas. Pelotas vol I.

SECRETARIA DO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. 2016. Estratégias e políticas públicas para o controle das espécies exóticas invasoras. Projeto RS Biodiversidade. Caderno de Resultados II. Porto Alegre. 48p.

SETUBAL, R.B.; BOLDRINI, I.I.; FERREIRA, P.M.A (org.). 2011. Campos dos morros de Porto Alegre. Igré Associação Sócio-Ambientalista, Porto Alegre. 265p.

ZILLER, S.R. 2001. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. Ciência Hoje vol.30. p. 77-79.

ZILLER, S.R.; GALVÃO, F.2002. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliotti* e *P. taeda*. Floresta 32(1): 41-47.

ZILLER, S.R.; ZALBA, S. 2007. Propostas de ação para a prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. Natureza & Conservação. Vol.5 (2): 8-15.

Estrutura populacional de *Pittosporum undulatum* no Jardim Botânico da UFSM

Alisson de Mello Deloss ^{1*}, Claudinei Garlet ¹, Matheus Severo de Souza Kulmann ¹,
Monique Pimentel Lagemann ¹, Mauro Valdir Schumacher ²

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. *alissonmellodeloss@yahoo.com.br

² Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Dinâmica populacional, espécie invasora, biodiversidade

INTRODUÇÃO

As espécies exóticas invasoras são consideradas uma ameaça contínua para os ecossistemas, pois podem causar a perda de biodiversidade e alterações nos processos ecológicos (Dickie et al., 2014; Sampaio e Silva et al., 2015; Brundu e Richardson, 2016). Alguns dos processos ecológicos que podem ser alterados são, por exemplo, ciclagem de nutrientes, taxa de decomposição, cadeias tróficas, processos evolutivos, polinização, estrutura, perdas de biodiversidade e valor estético de paisagem (Ziller, 2000). Dentro deste contexto, o pau-incenso (*Pittosporum undulatum* Vent.) é considerada uma planta com alto potencial invasor, devido ao sucesso dos processos de dispersão, competição e persistência de suas populações (Goodland e Healey, 1996). É uma espécie que compete por polinizadores, tem potencial alelopático e elevada produção de propágulos (37.500 sementes/ind.), eficiente dispersão ornitocórica (Goodland e Healey, 1996). Sua ocorrência como invasora foi registrada no Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná (Blum et al., 2005; Santa Catarina, 2010; Karam e Cardoso, 2010). Karam e Cardoso (2010) consideram que *Pittosporum undulatum* é uma ameaça para a conservação da biodiversidade dos fragmentos florestais remanescentes da Serra do Sudeste, com possibilidade de ameaça para outras formações florestais do Rio Grande do Sul. Em muitos casos, é difícil gerenciar as espécies invasoras devido as informações escassas sobre suas estratégias de crescimento e sua força de competição nos ecossistemas onde estão presentes (Knüsel et al., 2015). Esta lacuna de conhecimento é ainda maior no Brasil (Rodolfo et al., 2008), sendo necessários esforços para compreender o comportamento e dinâmica populacional das espécies invasoras, realizar o monitoramento e seu controle. Diante desses aspectos, o objetivo deste trabalho é diagnosticar a ocorrência de *Pittosporum undulatum* no Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria.

METODOLOGIA

Este estudo foi realizado no Jardim Botânico localizado na Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria - RS. De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima da região é do tipo Cfa, subtropical úmido, com chuvas durante todos os meses do ano, onde a temperatura média anual é de 19°C, precipitação média anual de 1.769 mm e umidade relativa do ar de 82% (Moreno, 1961). O Jardim Botânico,

fundado em dezembro de 1979, tem uma área de aproximadamente 14,5 ha. Anterior à sua fundação, apresentou um histórico de uso do solo por cultivo convencional de espécies anuais, por aproximadamente 30 anos, o que favoreceu os processos de degradação do solo no local (Pedron et al., 2004). Conforme registro de 2010, o Jardim Botânico abriga 349 espécies florestais. Em uma área de aproximadamente um hectare, encontra-se uma vegetação densa em estágio de desenvolvimento avançado, com trilhas onde são realizados trabalhos de educação ambiental. Em abril de 2019, foram demarcadas na área, aleatoriamente, 15 parcelas com dimensão de 2 m x 2 m. Em cada uma delas, foi identificada e contabilizada a frequência dos indivíduos de *Pittosporum undulatum* Vent. em quatro classes de altura (< 0,50 m; 0,51-1,00; 1,01-2,00; > 2,00). Para medir a altura das plantas e demarcação das parcelas, utilizou-se trena de metal. A análise dos dados foi feita com base na média e frequência.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em média, a classe de altura de plantas < 0,50 m foi a que teve a maior frequência de *Pittosporum undulatum* (27 plantas em 4 m²). Já a classe de plantas com altura entre 0,51 m - 1,00 m teve a segunda maior frequência (cinco plantas em 4 m²), seguida da classe de altura entre 1,01 m - 2,00 m (três plantas em 4 m²) e da classe de altura > 2,00 m (uma planta em 4 m²). O maior número de plantas com altura menor que 0,50 m pode estar associado à elevada produção de propágulos (37.500 sementes/ind.) em conjunto com eficiente dispersão ornitocórica (Goodland e Healey, 1997). Mielke (2015), relata uma densidade de 775 plantas ha⁻¹, considerando plântulas até um metro de altura, em remanescente de Floresta com Araucária, Parque da Barreirinha, Curitiba, PR. Ao passo que no presente estudo foi encontrado em média 80.000 plantas ha⁻¹. Na literatura é registrado densidade média de plântulas de 105,6 m⁻² (Goodland e Healey, 1997). Por outro lado, percebe-se também a redução do número de plantas conforme aumentam as classes de altura. Segundo Gleadow e Narayan (2007), o primeiro estágio de desenvolvimento é muito sensível a mudanças ambientais, sendo considerado o estágio vital para o estabelecimento da espécie. Em ambientes sem alterações, geralmente há um recrutamento de plantas mais lento (Goodland e Healey, 1996). As plântulas desta espécie têm um desenvolvimento melhor em condições de alta densidade lumínica (Goodland e Healey, 1997), porém visualmente na área do presente estudo percebe-se um dossel bem formado o que acaba restringindo a entrada de luz, com exceção das aberturas proporcionadas pelas trilhas. Nestes locais é visível uma maior densidade de plantas de *Pittosporum undulatum*. Esta espécie tem uma boa capacidade de adaptação como espécie pioneira (Mullett, 1999), somado ao fato de que o recrutamento ocorre sob o dossel da floresta e esse recrutamento ser intensificado em função da abertura de clareiras, proporcionando um aumento da ocorrência da espécie no ambiente (Binggeli e Goodland, 1997). Esta espécie pode estar prejudicando o estabelecimento de espécies nativas, pois ela interfere no processo de germinação de outras espécies em função do efeito alelopático (Goodland e Healey, 1997). Portanto, ambientes com a presença de *Pittosporum undulatum* devem ser monitorados e o seu controle deve ser contínuo, pois

é uma planta com capacidade de dispersão e estabelecimento bem evidente (Mielke et al., 2015).

CONCLUSÃO

Pittosporum undulatum apresenta maior número de indivíduos até um metro de altura. Esta espécie invasora deve ser foco de monitoramento e controle, pois estima-se uma infestação com cerca de 90.000 plantas ha⁻¹.

LITERATURA CIENTÍFICA

BLUM, C.T.; POSONSKI, M.; HOFFMANN, P.M.; BORGIO, M. 2005. Espécies vegetais invasoras em comunidades florestais nativas nas margens da represa Vossoroca, APA de Guaratuba, Paraná, Brasil. In: Simpósio brasileiro sobre espécies exóticas invasoras, Brasília, 1. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 15 p.

BRUNDU, G.; RICHARDSON, D.M. 2016. Planted forests and invasive alien trees in Europe: Code for managing existing and future plantings to mitigate the risk of negative impacts from invasions. *NeoBiota*, 30(1): 5-47.

BINGGELI, P.; GOODLAND, T. 1997. *Pittosporum undulatum* Vent. (Pittosporaceae). Disponível em: <<http://members.multimania.co.uk/WoodyPlantEcology/docs/web-sp15.htm>>. Acesso em 20/10/2019.

DICKIE, I.A.; BENNETT, B.M.; BURROWS, L.E.; NUÑEZ, M.A.; PELTZER, D.A.; PORTÉ, A.; RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M.; RUNDEL, P.W.; WILGEN, B.W. 2014. Conflicting values: ecosystem services and invasive tree management. *Biological Invasions*, 16(1): 705-719.

GLEADOW, R.M.; NARAYAN, I. 2007. Temperature thresholds for germination and survival of *Pittosporum undulatum*: implications for management by fire. *Acta oecologica*, 3(1): 151-157.

GOODLAND, T.; HEALEY, J.R. 1997. The control of the Australian tree *Pittosporum undulatum* in the Blue Mountains of Jamaica. School of Agricultural and Forest Science. University of Wales, Bangor.

GOODLAND, T.; HEALEY, J.R. 1996. The invasion of Jamaican rainforests by the Australian tree *Pittosporum undulatum*. University of Wales, Bangor. School of Agricultural and Forest Science. University of Wales, Bangor. 54 p.

KARAM, L.M.; CARDOSO, J.H. Caracterização Fitossociológica do Impacto de *Pittosporum undulatum* VENT. em três fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FESD) na Encosta da Serra do Sudeste, Pelotas, RS. 2010. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, Boletim de pesquisa e desenvolvimento, n.º 127, 20 p.

KNÜSEL, S.; CONEDERA, M.; RIGLING, A.; FONTI, P.; WUNDER, J. 2015. A tree-ring perspective on the invasion of *Ailanthus altissima* in protection forests. *Forest Ecology and Management*, 354(1) 334-343.

MIELKE, E.C.; NEGRELLE, R.R.B.; CUQUEL, F.L.; LIMA, W.P. 2015. Espécies exóticas invasoras arbóreas no Parque da Barreirinha em Curitiba: registro e implicações. *Ciência Florestal*, Santa Maria, 25(2): 327-336.

MORENO, A. 1961. Clima do Rio Grande do Sul. Secretaria da Agricultura, Divisão de Terras e Colonização, Porto Alegre, 42 p.

MULLETT, T.L. 1999. Some characteristics of a native environmental weed: *Pittosporum undulatum*. In: AUSTRALIAN WEEDS CONFERENCE, 12, Victoria. p. 592-595.

PEDRON, F.A.; ZAGO, A.; DALMOLIN, R.S.; AZEVEDO, A.C. 2004. Análise pedológica e caracterização paisagística do jardim botânico da Universidade Federal de Santa Maria através do sistema de informações geográficas. *Revista Brasileira Agrociência*, 10(2): 219-225.

RODOLFO, A.M., TEMPONI, L.G.; CÂNDIDO JR, J.F. 2008. Levantamento de plantas exóticas na trilha do Poço Preto, Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 6(1): 22-24.

SANTA CATARINA. 2010. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução CONSEMA Nº 11, de 17 de dezembro de 2010. Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina.

SAMPAIO E SILVA, T.; TIBERIO, F.; DODONOV, P.; MATOS, D.M.S. 2015. Differences in allometry and population structure between native and invasive populations of a tropical tree. *New Zealand Journal of Botany*, 53(1): 90-102.

ZILLER, S.R. A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. 2000. Tese de doutorado em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 268 p.

Dispersão ornitocórica de *Pittosporum undulatum* Vent. na Floresta Estacional Semidecidual da Encosta do Sudeste, RS

Thales Castilhos de Freitas ^{1*}, Gustavo Crizel Gomes ², Artur Ramos Molina ³,
Ernestino de Souza Gomes Guarino⁴, Rafael Beltrame ⁵

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Pelotas,
Pelotas, RS, Brasil. * thales.castilhos@gmail.com

² Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Sistemas Agroindustriais
da Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, Brasil.

³ Instituto de Biologia da Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, Brasil.

⁴ Embrapa Clima Temperado, Pelotas, RS, Brasil.

⁵ Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Aves, cafezinho, espécie exótica invasora

INTRODUÇÃO

Animais frugívoros desempenham importante papel na dispersão de espécies vegetais zoocóricas, constituindo um processo simbiótico (Francisco e Galetti, 2002). As aves, por sua vez, representam o principal grupo de dispersores de sementes nas florestas neotropicais, já que mais de 80% das espécies vegetais são zoocóricas, e devido a diversidade, adaptabilidade e alta capacidade de deslocamento destes animais (Jordano, 2000; Quesada-Acuña et al., 2018). Segundo Richardson e Rejmánek (2011), as aves são responsáveis pela dispersão de 43% das árvores exóticas invasoras e 61% dos arbustos exóticos invasores em 15 regiões do mundo. *Pittosporum undulatum* Vent., Pittosporaceae, conhecido popularmente por cafezinho ou pau-incenso, é considerado um arbusto ou árvore perenifólia de até 30 m de altura nativo do Sudoeste da Austrália e considerada espécie invasora nos estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, assim como em diversos outros países (Lorenzi et al., 2003; Negrelle et al., 2018). Seus frutos possuem coloração alaranjada, levando aproximadamente seis meses para amadurecer e contendo de 20 a 40 sementes (Lorenzi et al., 2003; Ferreira et al., 2006). A dispersão pode ser zoocórica, barocórica e hidrocórica, considerada a dispersão ornitocórica a mais eficiente, sendo registrados três espécies de *Turdus* spp. alimentando-se dos seus frutos (Fonseca e Antunes, 2007). No Rio Grande do Sul, *P. undulatum* está presente nas fitofisionomias Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Mista e Floresta de Restinga. O objetivo deste trabalho foi caracterizar a dispersão de sementes por ornitocoria de *P. undulatum*, através da chuva de sementes sob poleiros artificiais.

METODOLOGIA

O estudo foi realizado na Estação Experimental Cascata (EEC) da Embrapa Clima Temperado, localizada no município de Pelotas, Rio Grande do Sul em uma área de aproximadamente 4.000 m² (31°37'24.1"S, 52°31'37.7"W) caracterizada por áreas de pousio e mata ciliar. Em escala de paisagem, a região é composta por diversos

fragmentos florestais e áreas de agricultura, com presença massiva de *P. undulatum*. A região está inserida na Encosta da Serra do Sudeste sendo a tipologia vegetal correspondente a Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012). Foram instalados 12 poleiros artificiais de formato "T triplo" com altura de 4 metros, para que as aves utilizassem e depositassem suas fezes. Para avaliar a chuva de sementes foram empregados coletores de 1 m² sob todos poleiros artificiais. Para a avaliação das sementes ornitocóricas depositadas, realizaram-se coletas em intervalos quinzenais durante o período de um ano (abril de 2017 a abril de 2018). A observação da avifauna que utilizou os poleiros, foi realizada através de observação focal ao longo das estações do ano totalizando 20 horas/estação do ano (80h/ano). A classificação das espécies de aves quanto à dieta alimentar baseou-se no proposto por Sick (1997) e consulta bibliográfica (Francisco e Galetti, 2002; Pizo, 2004; Jesus e Monteiro-Filho, 2007; Pascotto, 2007; Howe, 2017), e a nomenclatura taxonômica das aves se deu conforme a Lista de Aves do Brasil do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini et al., 2015).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao todo, foram depositadas durante o ano, 2835 sementes de *P. undulatum* sob os coletores de sementes, porém a deposição de sementes ocorreu entre os meses de março a outubro, época que está disponível para avifauna. Para as aves ornitocóricas observadas e identificadas utilizando os poleiros artificiais, obteve-se sete potencialmente dispersoras de sementes (de acordo com os hábitos alimentares), sendo elas *Turdus amaurochalinus*, *T. rufiventris*, *Empidonomus varius*, *Myiarchus swainsoni*, *Pitangus sulphuratus*, *Tyrannus melancholicus* e *T. savana*. Fonseca e Antunes (2007) estudando a frugivoria e predação de sementes por aves em São Paulo, observaram três espécies do gênero *Turdus* spp. se alimentando de *P. undulatum*, entre eles *T. amaurochalinus* e *T. rufiventris*, sugerindo que o gênero contribui para a dispersão e manutenção de *P. undulatum* na área estudada. A presença de espécie exótica invasora *P. undulatum* na região é expressiva, Karam e Cardoso (2010) estudando três fragmentos florestais da região, verificaram que *P. undulatum* apresentou os maiores valores em todos os parâmetros fitossociológicos e demonstraram que a presença de *P. undulatum* está reduzindo a riqueza de espécies, pois a medida que o número de indivíduos da espécies diminui, os índices de diversidade aumentam. Mokotjomela et al. (2013), comparando o consumo de frutos de espécies nativas e exóticas, dentre elas *P. undulatum*, por aves frugívoras nativas na África do Sul, observaram a predileção por frutos das espécies exóticas, fato atribuído a maior visibilidade e atratividade destes, ao compará-los as nativas avaliadas. Espécies invasoras podem ter características atraentes para serem consumidas e dispersadas, como robustez dos frutos, cores vivas e elevada frutificação (Aslan e Rejmánek, 2012), outra característica importante associada a *P. undulatum* é a longa frutificação (março a outubro), disponibilizando alimento durante o inverno, época de escassez de recursos para as aves, fator este que pode contribuir para o alto consumo e conseqüentemente dispersão das sementes pela avifauna na região do estudo.

CONCLUSÃO

Verificou-se que a avifauna é responsável pela elevada dispersão de sementes de *P. undulatum* na região da Floresta Estacional Semidecidual do sul do Rio Grande do Sul, contribuindo para sua disseminação e invasão dos diferentes fragmentos florestais.

LITERATURA CIENTÍFICA

ASLAN, C.; REJMÁNEK, M. 2012. Native fruit traits may mediate dispersal competition between native and non-native plants. *NeoBiota* 12: 1–24.

FERREIRA, N.J.; SOUSA, I.G.M.; LUÍS, T.C.; CURRAIS, A.J.M.; FIGUEIREDO, A.C.; COSTA, M.M.; LIMA, A.S.B.; SANTOS, P.A.G.; BARROSO, J.G.; PEDRO, L.G.; SCHEFFER, J.J.C. 2006. *Pittosporum undulatum* Vent. grown in Portugal: secretory structures, seasonal variation and enantiomeric composition of its essential oil. *Flavour and Fragrance Journal*. 22(1): 1-9.

FONSECA, F.Y.; ANTUNES, A.Z. 2007. Frugivoria e predação de sementes por aves no Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo, SP. *Revista do Instituto Florestal*. 19(2): 231-253.

FRANCISCO, M.R.; GALETTI, M. 2002. Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. *Brazilian Journal of Botany*, 25(1): 11-17.

HOWE, H.F. 2017. Fruit-eating birds in experimental plantings in southern Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 33: 83–88.

IBGE. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. Manuais técnicos em geociências. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 92 p.

JESUS, S.; MONTEIRO-FILHO, A.E.L. 2007. Frugivory by birds in *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae) and *Myrsinecoriacea* (Myrsinaceae). *Brazilian Journal of Ornithology*, 15(4): 585-591.

JORDANO, P. 2000. Fruits and frugivory. In: *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2nd ed (ed. FENNER, M). CABI, Wallingford, UK, 125–166 pp.

KARAM, L.M.; CARDOSO, J.H. 2010. Caracterização fitossociológica do impacto de *Pittosporum undulatum* Vent. em três Fragmentos de floresta estacional semidecidual (FESD) na encosta da serra do Sudeste, Pelotas, RS. *Embrapa Clima Temperado-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*, 127.

LORENZI, H.; BACHER, L.B.; TORRES, M.A.V. 2003. Árvores Exóticas do Brasil: Madeiras, Ornamentais e Aromáticas. Nova Odessa, Instituto Plantarum, 382 pp.

MOKOTJOMELA, T.M.; MUSIL, C.F.; ESLER, K.J. 2013. Frugivorous birds visit fruits of emerging alien shrub species more frequently than those of native shrub species in the South African Mediterranean climate region. *South African Journal of Botany*, 86: 73-78.

NEGRELLE, R.R.B.; MIELKE, E.C.; CUQUEL, F.L.; PULIDO, E.E. 2018. *Pittosporum undulatum* Vent.: subsidies to the control and management. *Ornamental Horticulture*. 24(4): 295-302.

PASCOTTO, M.C. 2007. *Rapanea ferrugínea* (Ruiz & Pav.) Mez. (Myrsinaceae) como importante fonte alimentar para as aves em uma mata de galeria no interior do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(3): 735–741.

PIACENTINI, V.D.Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C.E.; MAURÍCIO, G.N.; PACHECO, J.F.; BRAVO, G.A.; SILVEIRA, L.F. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia-Brazilian Journal of Ornithology*, 23(2):90-298.

PIZO, M.A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 15: 117-126.

QUESADA-ACUÑA, S.G.; PORRAS, C.; RAMÍREZ, O.; GASTEZZI-ARIAS, P. 2018. Dispersión de semillas por aves residentes en bosque ribereño urbano del río Torres, San José, Costa Rica. *UNED Research Journal*, 10(1): 48-56.

RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Diversity and distributions*, 17(5): 788-809.

SICK, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro, Nova Fronteira AS, 1997.

Alterações da Paisagem do Campo Nativo do Rio Grande do Sul em virtude da presença do capim-annoni

Rodrigo Nis Pinós^{1*}, Maria Tereza Bolzon Soster²

¹ Zootecnista Graduado pelo IFRS-Campus Sertão. Extensionista na empresa, Brasil Foods-BRF S.A. Fomento Suínos. * rodrigopinos2@gmail.com

² Eng.^a Agr.^a Dr.^a. Professora e Pesquisadora do IFRS-Campus Sertão.

PALAVRAS-CHAVE: *Eragrostis plana*, plantas invasoras, Campos Sulinos, diversidade, Bioma Pampa

INTRODUÇÃO

As regiões pastoris do Rio Grande do Sul fazem parte do Bioma do Pampa, com área de 176.496 km², o que corresponde a 62,64% do estado (Ferreira, 2011). Um dos males dos campos nativos é a invasão da gramínea sul-africana *Eragrostis plana* (capim-annoni), introduzida acidentalmente na década de 1950. A multiplicação de sementes e utilização como forrageira favoreceu a sua dispersão e o estabelecimento nas margens de estradas e na vegetação campestre. Segundo Goulart et al. (2009) é um dos principais limitantes ao desenvolvimento da pecuária extensiva. Essa invasora foi introduzida misturada em sementes de capim de Rhodes (*Chloris gayana* Kunth) oriunda da África do Sul, importadas pela Secretaria da Agricultura do Estado do Rio Grande do Sul. Ernesto Josué Annoni, produtor rural, foi o pioneiro no plantio desta gramínea, e por ele dado o nome, em 1970 começou a sua comercialização, pelo Grupo Rural Annoni em regiões do RS e em outros estados, com o nome comercial de "Capim Annoni2" (Ferreira, 2011). No município de Pontão - RS, onde se localiza a fazenda Annoni, ponto de partida de sua disseminação e que apresenta grande quantidade desta gramínea. Onde foi possível analisar o seu desenvolvimento durante todos estes anos, e comparar com a região do Alto Uruguai, avaliando a variação em sua infestação. Ambas as regiões/localidades são de produção de grãos, e a pecuária é geralmente tida como fonte de renda secundária. Com isso o objetivo desse trabalho é comparar dois campos infestados de capim-annoni, avaliando características fitossociais como a diversidade das espécies de campo nativo.

METODOLOGIA

Utilizou-se duas áreas para os levantamentos. A primeira, no município de Pontão-RS, Fazenda Annoni, em julho de 2017, utilizando o aplicativo de geoposicionamento "AndLocation", seus respectivos lugares situam-se a, lat. -28,00481S e long. -52,72994W, caracterizava-se como área onde o capim-annoni foi introduzido acidentalmente há aproximadamente 50 anos. A segunda área, foi as áreas remanescentes de campos nativos (campos sem cultivos agrícolas), do IFRS-Campus Sertão, em julho de 2017, localizadas a lat. -28,046904 e long. -52,272916, compreendendo setores de Bovinocultura de Leite e Ovinocultura, incluindo área destinada à Equinos. Essas áreas são destinadas a 'potreiros', são pequenas unidades

pastoris próximo às áreas de manejo dos animais, das quais os animais têm acesso em determinadas horas do dia. O levantamento foi realizado pelo método de caminhamento, que consistem em contar o número de plantas e espécies, em um raio de um metro da planta, onde 12 plantas foram escolhidas ao acaso nas áreas. As plantas foram avaliadas quanto a características morfofisiológicas e fitossociais (plantas que nascem ou permanecem ao seu redor). As características morfológicas foram avaliadas quanto à estatura, diâmetro da planta e estágio fenológico das plantas. Estatura da planta foi medida utilizando uma régua de madeira de 60 cm, juntando as suas folhas para cima, mediu-se com a régua na vertical, onde a maioria das folhas estava com o mesmo tamanho, o diâmetro foi medido com a mesma régua, colocando-a acima da planta na posição horizontal, a medida se deu de um extremo a outro da touceira. E no raio de 1 m foi realizado o levantamento das plantas circunvizinhas (número de plantas e espécies vegetais e suas respectivas famílias botânicas), a fim de estabelecer a relação fitossocial do capim-annoni com os demais exemplares da vegetação local. Os dados foram alocados em tabelas descritivas, contendo medidas de tendência central (médias) para comparações. Também, efetuou-se coletas de plantas para avaliações morfológicas quanto a estrutura aérea e subterrânea, bem como, imagens das plantas avaliadas, a fim de comparar seu desenvolvimento fenológico.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As plantas avaliadas estavam em estágio vegetativo e senescência em ambos campos, o que a caracteriza como uma planta sem estação definida de crescimento. As características morfofisiológicas, bioquímicas, anatômicas da planta e seus órgãos podem definir a presença de espécies e diversidade dos ecossistemas (Scheffer-Basso et al., 2016). Plantas com maior estatura foram observadas em Sertão, porém menor diâmetro. O tamanho das plantas pode interferir diretamente no consumo pelos animais, tornando-se, com o passar do tempo, extremamente fibrosos. Entretanto, a planta não ser consumida pode ser uma vantagem competitiva, aumentando sua persistência na pastagem (Scheffer-Basso et al., 2016), isso não seria desejável devido ao seu baixo valor nutritivo. A estatura (cm) variou de 10 até 60 cm em Pontão, e de 12 a 75 cm em Sertão, e o diâmetro, variou de 6 a 70 cm em Pontão e de 12 a 80 cm em Sertão. Scheffer-Basso et al. (2012) cita que a estatura do capim-annoni pode chegar a 1 m em condições naturais e sem interrupção do crescimento. Também se referem ao número de folhas por afilho, em torno de 8, considerado elevado, quando comparado com outras espécies forrageiras nativas, como por exemplo o capim-vassoura (*Paspalum paniculatum*), que apresentam em torno de 5 folhas por afilho. As folhas doannoni são comprimidas na base, como verificado nas plantas coletadas, e encontrou-se também, os 'rizomas curtos', antes não descritos para a planta. Essas características contribuem para a persistência da planta nos ambientes pastoris. Percebeu-se menos famílias botânicas e menor número de espécies presentes na área em Pontão-RS, local onde foi introduzido o referido capim há mais tempo, mostrando que a presença do capim-annoni influencia na fitossociologia. A

diversidade em Pontão-RS variou de 1 a 5 espécies, e em Sertão, variou de 2 a 9 plantas circunvizinhas, indicando maior diversidade biológica.

CONCLUSÕES

A presença do capim-annoni nos campos nativos nas duas regiões avaliadas reduziu a diversidade de espécies, contribuindo para reduzir o potencial produtivo desses campos considerando seu baixo valor nutritivo e baixo consumo pelos animais.

LITERATURA CIENTÍFICA

FERREIRA, A.T. Uma "exótica" no campo: o capim Annoni-2 e suas influências na produção pecuária da coilha de São Rafael, no município de Quaraí-RS. TCC, Tecnologia em Planejamento e Gestão para o desenvolvimento Rural, UFRGS, 2011.

GOULART, I.C.G.R. et al. Controle de capim-Annoni-2 (*Eragrostis plana*) com herbicidas pré-emergentes em associação com diferentes métodos de manejo do campo nativo. Planta Daninha, Viçosa-MG, v. 27, n. 1, 2009.

SCHEFFER-BASSO, S.M. et al. Growth and regrowth of tough lovegrass (*Eragrostis plana* Nees). R. Bras. Zootec., Viçosa, v. 41, n. 2, p. 286-291, Feb. 2012. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-35982012000200008&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 18 de outubro de 2019.

SCHEFFER-BASSO, S.M.; CECCHIN, K.; FAVARETTO, A. Dynamic of dominance, growth and bromatology of *Eragrostis plana* Nees in secondary vegetation area. Rev. Ciênc. Agron., Fortaleza, v. 47, n. 3, p. 582-588, Sept. 2016. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1806-66902016000300582&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 18 de outubro de 2019.

Palinologia como ferramenta de identificação de Espécies Exóticas

Soraia Girardi Bauermann ^{1*}, Jefferson Nunes Radaeski ²

¹ *Laboratório de Palinologia, Ulbra, Canoas, RS, Brasil. * soraia.bauermann@gmail.com*

² *Laboratório de Palinologia/RCPol. Ulbra, Canoas, RS, Brasil*

PALAVRAS-CHAVE: biodiversidade, pólen, flora, antrópica

INTRODUÇÃO

A Biodiversidade vegetal pode ser afetada de diversas maneiras e por inúmeros fatores. Muitos deles são de natureza histórica e podem ser estudados através da palinologia. O estudo dos microfósseis orgânicos chamados palinomorfos e constituídos por grãos de pólen, esporos, cistos de dinoflagelados, ovos de copépodes e alguns tipos de algas e fungos microscópicos, pode ajudar a entender estes processos históricos e/ou antrópicos. A Palinologia é uma excelente ferramenta investigativa, pois pólen e esporos são extremamente resistentes e se fossilizam quando sedimentados apropriadamente, revelando os estágios da vegetação até milhões de anos atrás (Bauermann, 2011). O estudo dos grãos de pólen pode também auxiliar também na caracterização da origem botânica e geográfica de produtos das abelhas (mel, pólen, própolis etc.), na identificação da flora alergênica (polinose), determinação de rotas migratórias humanas e de outros animais entre outras utilidades. A Palinologia atua também na identificação da quantidade e qualidade dos recursos florais utilizados pelas abelhas propiciando o manejo adequado das espécies nativas. Neste contexto apresenta-se neste estudo a contribuição da palinologia, nas diversas áreas do conhecimento, na identificação dos palinomorfos relacionados à espécies exóticas no Rio Grande do Sul.

METODOLOGIA

Estudos em palinologia seguem padrões usuais que incluem processamento químico e físico, denominado de acetolítico, o qual visa a transparência do palinomorfo para identificação de seus caracteres morfológicos. Essa técnica inclui uma bateria de ácidos e posterior desidratação dos grãos de pólen (Erdtman, 1952). Após, prepara-se 5 lâminas de cada espécie e/ou amostra em gelatina glicerina para análise em microscópio óptico (Salgado-Labouriau, 2007). Para cada amostra são medidos 25 grãos de cada espécie, em microscopia óptica, com aumento de 1.000 x, em vista equatorial para determinação do diâmetro polar (P) e em vista polar para designação do diâmetro equatorial (E). Nos grãos de pólen esféricos mede-se somente o diâmetro (D). Além das medições realiza-se também o registro fotográfico dos grãos de pólen para posterior adição dos mesmos em banco de dados específico da área (RCPol). A técnica de acetólise deve ser adaptada a cada estudo específico dependendo do tipo de amostra que será analisada como por exemplo, flores (anteras), sedimento, mel, solo, abelhas sem ferrão, etc. Entretanto, as mensurações

são sempre realizadas em 25 grãos e nas duas vistas do palinomorfo (equatorial e polar), bem como sempre são realizadas as imagens fotográficas (Ulbra/RCPol).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estudos de paleoecologia para o Rio Grande do Sul já demonstraram a ocorrência de espécies exóticas como *Eucalyptus* sp., *Pinus* sp. e *Zea mays*. Em tempos pretéritos (9 mil anos atrás) muitos povos indígenas já cultivavam milho na América do Sul para alimentar as tribos. No Brasil, várias espécies de Poaceae de origem africana foram introduzidas no período colonial, para serem usadas como forragem, como o capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees). Estudos palinológicos podem reconstituir uma vegetação do passado, mas devido à semelhança dos grãos de pólen de Poaceae, somente o milho podia ser identificado com segurança nos estudos palinológicos. Mais recentemente houve grande avanço nestes estudos e cultivares de gramíneas passaram a ser identificados em perfis sedimentares. Outros estudos realizados no planalto gaúcho demonstraram a existência no registro sedimentar atual de *Linaria canadensis*, *Lonicera japonica* e *Medicago* sp. *L. japonica* conhecida por madressilva, tem sua origem no Japão, e foi introduzida no sul do Brasil como ornamental sendo utilizada de forma medicinal. É considerada espécie invasora altamente agressiva em florestas do RS (Schneider, 2007; Meyer et al., 2012). Espécies de *Medicago* sp. (alfafa) têm sua origem relacionada à Europa e foram introduzidas como forrageira no sul do Brasil sendo *M. lupulina* registrada nos Campos de Cima da Serra (Crochemore, 1998; Schneider, 2007; Boldrini et al., 2009). Em outra vertente de estudos, fez-se análise de todos os trabalhos de méis realizados no RS e incluem 11 localidades onde todos eles foram caracterizados como heteroflorais apontando para o uso de um grande número de recursos florais para sua elaboração (Radaeski et al., 2019). Os méis analisados nos trabalhos são oriundos das espécies de *Apis mellífera* Linnaeus, 1758 e de abelhas sem ferrão – *Tetragonisca angustula* (Latreille, 1811), *Scaptotrigona bipunctata* (Lepelletier, 1836), *Melipona obscurior* (Moure, 1971), *M. bicolor* (Lepelletier, 1836), *M. quadrifasciata* (Lepelletier, 1836), *Plebeia emerina* (Friese, 1900) e *P. remota* (Holmberg, 1903). Cabe ressaltar entre os tipos polínicos a presença de *Eucalyptus* sp. e *Hovenia dulcis*. Observou-se também partilha de recursos entre *A. mellífera* e *T. angustula*. A sobreposição no uso de recursos alimentares pode indicar que está ocorrendo uma forte pressão do ambiente quanto à disponibilidade de alimento no campo, o que acarretaria uma competição por recursos para elaboração de mel entre abelhas nativas (meliponíneos) e exóticas (*Apis mellífera*).

CONCLUSÃO

O aprofundamento do conhecimento polínico da vegetação do passado, e de suas transformações ocasionadas por condições naturais e/ou antrópicas é a base fundamental para a compreensão da origem e manutenção da biodiversidade fornecendo modelos fidedignos de conservação e manejo da flora. Por outro lado, estudos melissopalínológicos são indicativos de boas práticas no manejo do pasto apícola para as abelhas nativas garantindo produção efetiva e de alto valor agregado de mel.

LITERATURA CIENTÍFICA

BAUERMANN, S.G. Áreas úmidas: registros únicos da vida de todos nós. Revista Educação Ambiental em Ação, v. 36, p. 00-00, 2011. Disponível em: <http://www.revistaea.org/artigo.php?idartigo=1036>

BOLDRINI, I.I.; EGGERS, L.; MENTZ, L.A.; MIOTTO, S.T.S.; MATZENBACHER, N.I.; LONGHI-WAGNER, H.M.; TREVISAN, R.; SCHNEIDER, A.A.; SETÚBAL, R.B. 2009. Flora, p. 39-94. In: BOLDRINI, I.I. Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias. Série Biodiversidade 30, 237 p.

CROCHEMORE, M.L. 1998. Variabilidade genética da alfafa: marcadores agromorfológicos e moleculares. Londrina, IAPAR, Boletim Técnico 58, 59 p.

ERDTMAN, G. 1952. Pollen Morphology and Plant Taxonomy-Angiosperms. Almqvist and Wiksell, Stockholm, 539 p.

MEYER, L.; VIBRANS, A.C.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V.; SAMPAIO, D.K. 2012. Espécies exóticas encontradas nas florestas de Santa Catarina, p. 193-215. In: VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V. 2012. Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina volume I, Diversidade e Conservação dos Remanescentes Florestais. Blumenau. Edifurb, 344 p.

RADAESKI, J.N.; SILVA, C.I.; BAUERMANN, S.G. 2019. Melissopalinoologia no Rio Grande do Sul: revisão e caracterização das espécies botânicas potenciais à apicultura e meliponicultura. *Acta Biológica Catarinense*, 6(2), 63-75.

SALGADO-LABOURIAU, M.L. 2007. *Crerios e técnicas para o Quaternário*. Edgard Blucher.

SCHNEIDER, AA. A Flora naturalizada no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil: Herbáceas subespontâneas. *Porto Alegre Revista Brasileira de Biociências*. 2007;15(2):257-268.

Capítulo II – Controle

Diversas são as formas de controle das espécies exóticas invasoras. Elas variam conforme o ambiente (terrestre, aquático), a espécie (flora, fauna), o contexto de invasão (população e entorno) e as condições do ambiente (estado de conservação), por exemplo. A adoção das técnicas adequadas é primordial para o sucesso das ações de controle. Caso contrário, é recorrente a retomada da invasão. É de conhecimento que a erradicação das espécies exóticas invasoras é muitas vezes inalcançável, principalmente para aquelas já amplamente dispersadas. Conhecer qual a técnica mais eficiente para cada espécie e cenário onde ela se encontra depende, portanto, de muita pesquisa.

Avaliação de técnicas para o controle da gramínea invasora *Urochloa decumbens*, nos Campos Sulinos

Pedro Augusto Thomas ^{1*}, Gerhard Ernst Overbeck ², Sandra Cristina Müller ¹

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. * pedroathomas@hotmail.com

² Programa de Pós-graduação em Botânica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: aplicação de herbicida, capina, reintrodução de espécies, restauração ecológica

INTRODUÇÃO

A invasão por gramíneas exóticas é atualmente um dos maiores problemas de ecossistemas campestres do planeta, com efeitos da biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos (Gibson, 2009; MEA, 2005). A restauração ecológica de áreas invadidas e o controle de espécies invasoras são fundamentais para garantir a conservação da biodiversidade, o funcionamento dos ecossistemas e a provisão de serviços ecossistêmicos (Clewell e Aronson, 2006; Funk et al., 2008; Gibson, 2009; ONU, 2010). Os Campos Sulinos são um dos ecossistemas campestres mais ricos do planeta, de grande importância ecológica, econômica e cultural (Overbeck et al., 2007; Veldman et al., 2015). A presença de invasoras é, atualmente, uma das maiores ameaças à sua conservação, principalmente em remanescentes dos Campos Sulinos (ex.: Dresseno et al., 2018; Guido et al., 2016). Dentre as invasoras, destacam-se as gramíneas africanas de metabolismo C₄, como *Urochloa decumbens*, *Eragrostis plana* e *Melinis minutiflora* (Brand, 2005; Guido et al., 2016; SEMA, 2013). O controle dessas invasoras é fundamental, porém, faltam experiências e conhecimento técnico-científico para tal (Overbeck e Müller, 2017; Overbeck et al., 2013; Vieira e Overbeck, 2015). Enquanto aqui os estudos são poucos e recentes, em ecossistemas campestres temperados há um longo histórico de trabalhos neste contexto. Testar e avaliar técnicas normalmente empregadas em ecossistemas temperados é uma boa alternativa para o desenvolvimento da restauração ecológica e controle de invasoras adaptado às realidades dos Campos Sulinos. O objetivo desse estudo foi avaliar diferentes técnicas para restaurar a diversidade de espécies nativas em uma mancha de campo invadida por *Urochloa decumbens* a partir do controle da invasora e da introdução de espécies nativas.

METODOLOGIA

O experimento foi conduzido em uma mancha de campo invadido por *U. decumbens* no Morro Santana, em Porto Alegre. No local estabelecemos 8 blocos de 9 m x 9 m, subdivididos em 9 parcelas de 3 m x 3 m. Nestas parcelas estabelecemos um experimento bi-fatorial para testar a eficiência de diferentes técnicas de restauração ecológica combinadas. O fator 1 foi a técnica para o controle de *U. decumbens*, com três tratamentos: (1) aplicação de herbicida, (2) capina e (3) controle (apenas uma

roçada inicial da vegetação). O fator 2 foi a técnica para reintrodução de espécies nativas, também com três tratamentos: (1) aplicação de feno, (2) semeadura direta de gramíneas nativas e (3) controle (sem nenhuma adição de espécies). Uma roçada em cada bloco foi realizada antes de iniciar o experimento, em março de 2016. A capina foi utilizada para remover o banco de sementes e raízes da invasora nos primeiros 3 centímetros de solo. Aplicação de herbicida e capina foram realizadas nas semanas seguintes após a roçada. Uma vez realizadas as ações de manejo do fator 1, foi aplicado o feno e realizada a semeadura. O feno foi coletado em manchas de campo nativo do Morro Santana um mês antes de aplicado. Foi aplicada uma proporção de 600 g/m² de feno seco. As gramíneas nativas semeadas foram *Paspalum guenoarum*, *P. notatum* e *Axonopus affinis*. As sementes de *Paspalum* foram obtidas na Faculdade de Agronomia da UFRGS, e possuíam aproximadamente 75% de taxa de germinação. As sementes de *A. affinis* provinham de um cultivar comercial e não obtivemos informação sobre a taxa de germinação. Fizemos duas semeaduras, uma em abril e outra em setembro, e em cada vez semeamos o equivalente a 1,5 g/m² de *P. notatum* e de *P. guenoarum*, e 0,75 g/m² de *A. affinis*. Para amostrar a vegetação, em cada parcela de 9 m² estabelecemos 3 subparcelas de 0,5 m x 0,5 m, totalizando 0,75 m² de amostragem. A vegetação foi amostrada seguindo a escala de Londo (1976). O levantamento da vegetação foi realizado em dezembro de 2017, ou seja, aproximadamente 20 meses após a implementação do experimento. Foram realizadas análises de variância com aleatorização para comparar diferenças nos tratamentos quanto à riqueza de espécies nativas, cobertura de espécies nativas, de *U. decumbens* e de outras espécies exóticas. Regressões lineares entre a riqueza e a cobertura de espécies nativas em função da cobertura de *U. decumbens* também foram realizadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em dezembro de 2017, um total de 126 espécies foram encontradas nas parcelas, incluindo sete espécies exóticas, além da invasora *U. decumbens*. O número médio de espécies nativas foi de 16,6 espécies por 0,75 m². A cobertura de *U. decumbens* média foi de 26,5%. A aplicação de herbicida e a capina mostraram-se capazes de reduzir a cobertura de *U. decumbens* (18% e 25% de cobertura respectivamente), em relação ao controle (41% de cobertura da invasora), sendo que o herbicida foi mais eficiente. A cobertura de espécies nativas foi maior nas parcelas com aplicação de herbicida e capina do que nas parcelas controle ($p < 0,05$), porém ambos os tratamentos não diferiram. As espécies nativas presentes eram principalmente pequenas plantas ruderais, principalmente da família Asteraceae. A cobertura de espécies exóticas teve baixa cobertura (1%) e não foi afetada por nenhum tratamento ($p > 0,05$). As parcelas com aplicação de herbicida tiveram uma riqueza de espécies nativas maior do que as parcelas com tratamento controle (apenas roçadas). Já a capina não diferiu nem da aplicação de herbicida, nem do tratamento controle. As regressões lineares mostraram que a redução na cobertura de *U. decumbens* provoca um aumento na cobertura e na riqueza de espécies nativas ($p > 0,0005$ para ambas regressões). Nenhum tratamento de introdução de espécies nativas nem a interação

entre os fatores não tiveram efeito na cobertura de *U. decumbens*, cobertura de espécies nativas e riqueza de espécies nativas ($p > 0,05$). Apenas 3 espécies presentes no feno com sementes quando coletado estiveram presentes nas parcelas em 2017 e representaram apenas 2,8% da cobertura vegetal. Já as 3 espécies semeadas tiveram cobertura menor do que 0,1 % em 2017, sendo que *P. guenoarum* não foi encontrada nas parcelas. Como a aplicação de herbicida resultou em uma diminuição maior na cobertura de *U. decumbens*, esse tratamento para ser o ideal para um primeiro combate à invasora e à facilitação do estabelecimento de espécies nativas. Apesar do controle inicial da invasora, apenas parte do objetivo foi atingido, evidenciado pela ausência de espécies nativas representativas de campos conservados dos Campos Sulinos, principalmente gramíneas e leguminosas, ao final do experimento. Isso deixa clara a necessidade de repetidas ações de manejo em áreas degradadas e invadidas, principalmente quanto à reintrodução de espécies nativas para auxiliar na conservação dos Campos Sulinos.

CONCLUSÃO

Para uma primeira ação em projetos de restauração, a aplicação de herbicida se mostra a melhor opção, tanto para controlar *U. decumbens*, quanto em, conseqüentemente, permitir o estabelecimento de espécies nativas. Ações continuadas são necessárias para controlar a invasora e permitir o estabelecimento de espécies nativas. A introdução de espécies nativas continua sendo um grande desafio e mais estudos são necessários.

(O CNPq financiou este projeto e concedeu bolsa aos autores deste estudo)

LITERATURA CIENTÍFICA

- BRAND, K. 2005. A América do Sul Invasida: A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. Nairobi, GISP.
- CLEWELL, A.F.; ARONSON, J. 2006. Motivations for restoration of ecosystems. *Conservation Biology*, 20, 420–428.
- DRESSENO, A.L.P.; GUIDO, A.; BALOGIANNI, V.; OVERBECK, G.E. 2018. Negative effects of an invasive grass, but not of native grasses, on plant species richness along a cover gradient. *Austral Ecology*, 43 (8), 949-954.
- FUNK, J.L.; CLELAND, E.E.; SUDING, K.N.; ZAVALETA, E.S. 2008. Restoration through reassembly: Plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology & Evolution*, 23, 695–703.
- GIBSON, D.J. 2009. *Grasses & grasslands ecology*. Nova York, Oxford University Press.
- GUIDO, A.; VÉLEZ-MARTIN, E.; OVERBECK, G.E.; PILLAR, V.D. 2016. Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Applied Vegetation Science*, 19, 600–610.
- LONDO, G. 1976. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio*, 33, 61–64.
- MEA 2005. *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. Washington, World Resources Institute.

- ONU. 2010. Panorama da Biodiversidade Global 3. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- OVERBECK, G.E.; PFADENHAUER, J. 2007. Adaptive strategies to fire in subtropical grasslands in southern Brazil. *Flora*, 202, 27–49.
- OVERBECK, G.E.; HERMANN, J.M.; ANDRADE, B.O.; BOLDRINI, I.I.; PILLAR, V.D. 2013. Restoration ecology in Brazil – Time to step out of the forest. *Natureza&Conservação*, 11, 92–95.
- OVERBECK, G.E.; MÜLLER, S.C. 2017. Restoration of tropical and subtropical grasslands. In: ALLISON, S.K.; MURPHY, S.D. (Eds.). *Routledge handbook of ecological and environmental restoration*. Londres, Routledge.
- SEMA. 2013. Portaria nº 79. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Rio Grande do Sul.
- VELDMAN, J.W.; BUISSON, E.; DURINGA, G.; FERNANDES, G.W.; STRADIC, S.; BOND, W.J. 2015. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13, 154–162.
- VIEIRA, M.S.; OVERBECK, G.E. 2015. Recuperação dos Campos. In: PILLAR, V.D.; LANGE, O. (Eds.), *Campos do Sul*. Porto Alegre, Gráfica da UFRGS.

Gerenciando o controle de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação de proteção integral

Caroline Lorenci Mallmann ^{1*}, Jaqueline B. B. Dreyer ², Mylena G. Anchieta ²

¹ *Parque Estadual da Quarta Colônia, Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Rio Grande do Sul, Agudo, RS, Brasil.* carolinemallmann15@gmail.com*

² *Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil.*

PALAVRAS-CHAVE: invasão biológica, métodos de controle, operacionalização

INTRODUÇÃO

Espécies exóticas invasoras representam uma das principais ameaças à biodiversidade, perdendo apenas para a fragmentação de habitats (Wilcove et al., 1998) e representam um grande desafio no gerenciamento de áreas protegidas (Allen et al., 2009). Ecossistemas perturbados, associados a vetores, corredores e vias de introdução condicionam uma forte pressão na dispersão de propágulos, levando ao sucesso da invasão (Stadler et al., 2000; Stohlgren, 2002). Assim, os diversos usos da terra no entorno das Unidades de Conservação (UC) podem fornecer propágulos para colonização desses ambientes naturais. Aliado a isto, muitas vezes corredores naturais, como as matas ciliares, criam caminhos para a dispersão destas espécies (Foxcroft et al., 2009). Estratégias utilizadas para a garantia da manutenção e conservação de áreas protegidas, como a criação de corredores ecológicos, não impedem ou dificultam a colonização e o estabelecimento de espécies exóticas invasoras em UC (Hulme et al., 2009; Foxcroft et al., 2010). Estratégias de gerenciamento de áreas protegidas que abordam espécies exóticas invasoras, geralmente se concentram apenas na detecção e erradicação precoces, como no estabelecimento de zonas-tampão (Foxcroft et al., 2009). Ademais, faz-se necessário compreender e obter informações sobre as espécies, priorização de áreas de manejo, monitoramento da sua eficácia e prevenção de novas introduções (Mcgeoch et al., 2010). Dessa forma, o objetivo do trabalho foi implantar um Plano Operacional Piloto (POP) no Parque Estadual da Quarta Colônia/RS a fim de i) traçar estratégias de operacionalização; ii) testar a exequibilidade e eficiência dos métodos de controle mecânico e químico combinados; iii) estimar tempo de execução.

METODOLOGIA

O Parque Estadual da Quarta Colônia, criado em 2005 pelo Decreto Estadual n° 44.186, é localizado na região central do estado do Rio Grande do Sul, com área de 1.847 hectares. A vegetação predominante é a Floresta Estacional Subtropical em vários estágios sucessionais. Em torno de 30% da área da UC é classificada como área degradada, situação derivada do histórico do uso do solo pretérito, abrangendo grande concentração de espécies exóticas invasoras (Mallmann et al., 2015). Em junho de 2013 foi realizado um diagnóstico expedito para identificação das espécies com ocorrência na unidade, sendo registrado um total de 21 espécies de plantas exóticas invasoras. A área definida como prioritária para as ações de manejo

compreende aproximadamente 120 ha e concentra o maior foco invasão na UC. Esta foi sistematizada utilizando-se um GRID (100x100), sobreposto às áreas degradadas e as bordas de floresta e cursos hídricos. Para verificar a factibilidade prática do manejo e viabilizar um planejamento foi implementado previamente um Plano Operacional Piloto. O POP foi executado, pela equipe da UC em 2016 e 2017, em duas unidades amostrais (UA1 e UA2) de 0,5 ha cada, totalizando 1 ha representativo do cenário encontrado de invasão biológica. O manejo foi realizado em 100% dos indivíduos constatados como exóticos invasores e registrados os dados dendrométricos daqueles com CAP > 5,0 cm. Métodos de controle mecânico e químico foram utilizados concomitantemente. Para as gramíneas foi realizada roçada e aspersão foliar a base de Glifosato 3% (Tu et al., 2001). Para as espécies arbóreas foi realizado o corte com aplicação pontual de herbicida a base de Triclopir (concentração variando de 2,5% a 5% e adicionado corante), diretamente no tronco cortado das árvores, o que permite excelente controle ambiental diminuindo impactos, vazamentos e acidentes. Para as espécies regenerantes realizou-se apenas arranquio. Após um ano foi realizado o repasse nas áreas, contabilizando os regenerantes e rebrotes. A operação das ações de controle foi realizada por uma equipe de 5 pessoas (gestor, estagiário e 3 guardas-parque) todos previamente capacitados e com uso de EPIs adequados para as seguintes atividades: reconhecimento das espécies alvo, operação com motosserra e roçadeira e aplicação de herbicida.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A UA1 apresentou predominância de *Psidium guajava*, manchas abertas de *Urochloa decumbens* e ocorrência de indivíduos arbóreos nativos esparsos e regeneração natural pouco expressiva. Foram manejados 1.406 indivíduos arbóreos/arbustivos, aproximadamente 92% *Psidium guajava*. As espécies de *Hovenia dulcis*, *Citrus aurantium*, *Tecoma stans*, *Morus nigra* (novo registro de ocorrência para a UC), *Pinus* sp., *Yucca* sp. e *Melia azedarach* compõem os outros 8%. Os indivíduos manejados apresentaram uma amplitude diamétrica de 1,59 a 22,29 cm, com DAP médio de 3,76 cm. A altura média apresentada foi de 3,28 metros (indivíduos de 1,5 até 8,0 metros). Já na UA2 foram controlados 2.838 indivíduos arbóreos/arbustivos, sendo 46% de *Psidium guajava* e 42% de *Ligustrum lucidum*. As demais espécies manejadas em ordem decrescente de importância foram: *Hovenia dulcis*, *Citrus aurantium*, *Eriobotrya japonica*, *Tecoma stans*, *Morus nigra* e *Eucalyptus* sp. O diâmetro médio foi de 4,72 cm com o mínimo registrado de 1,59 cm e o máximo de 21,96 cm. A altura média foi de 4,31 metros, com a máxima chegando a 15 metros de altura. Logo, de maneira geral, o manejo (corte e aplicação de herbicida) foi executado em um total de 4.244 indivíduos arbóreos/arbustivos em 1 hectare. *Hovenia dulcis*, *Eriobotrya japonica*, *Morus nigra*, *Eucalyptus* sp., e *Melia azedarach* não apresentaram rebrote, observado durante o repasse nas áreas. Já *Tecoma stans*, *Citrus aurantium* e *Ligustrum lucidum* apresentaram rebrote, porém pouco significativo, e *Psidium guajava* apresentou as maiores taxas de rebrote. O tempo médio de execução das atividades de controle foi estimado em 60 horas/ha, podendo ser reduzido dependendo da logística operacional, do número de trabalhadores envolvidos e da

experiência prática. Frente à situação de invasão encontrada e considerando o tempo médio estimado para execução do manejo pela equipe da UC, foi apontada a necessidade de contratar mão de obra específica, permitindo a ampliação e continuidade das atividades sobre as áreas invadidas. Para Cock et al. (2001) as estratégias para lidar com espécies invasoras estabelecidas devem considerar a ação mais eficaz até alcançar a restauração do ambiente degradado. Assim, o tempo de execução e a disponibilidade de trabalhadores capacitados, auxiliados por um diagnóstico prévio da situação de invasão, são pontos fundamentais a serem considerados para viabilizar as práticas de controle de espécies exóticas invasoras em UC's de proteção integral.

CONCLUSÃO

A estratégia operacional adotada tornou viável aferir sobre a execução dos métodos de controle mecânico e químico combinados, que no geral demonstraram resultados satisfatórios para as espécies alvo. A implantação do POP pela equipe da UC permitiu, a partir dos dados levantados e extrapolados, projetar e escalar o manejo para a área prioritária identificada, atualmente em execução por equipe contratada.

LITERATURA CIENTÍFICA

ALLEN, J.A., BROWN, C.S.; STOHLGREN, T.J. 2009. Non-native plant invasions of United States National Parks. *Biol Invasions*, 11: 2195.

ELTON, C.S.1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. London. Methuen & Co. Ltd.

FOXCROFT, L.C; RICHARDSON, D.M; ROUGET, M.; MACFADYEN, S. 2009. Patterns of alien plant distribution at multiple spatial scales in a large national park: implications for ecology, management and monitoring. *Diversity and Distributions*, (Diversity Distrib.) 15, 367–378.

FOXCROFT, L.C; JAROS'ik, V.; PYSEK, P.; RICHARDSON, D.M; ROUGET, M. 2010. Protected-Area Boundaries as Filters of Plant Invasions. *Conservation Biology*, Volume 25, No. 2, 400–405.

HULME, E.P. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 2009, 46, 10–18.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Manual técnico da vegetação brasileira*. 2. ed., 2012. Rio de Janeiro: IBGE.

MCGEOCH, M.A.; BUTCHART, S.H.M.; SPEAR, D.; MARAIS, E.; KLEYNHANS, E.J.; SYMES, A.; CHANSON, J.; HOFFMANN, M. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*, (Diversity Distrib.) (2010) 16, 95–108

MALLMANN, C.L; PRADO, D.A; PEREIRA FILHO, W. 2015. Índice de vegetação por diferença normalizada para caracterização da dinâmica florestal no Parque Estadual Quarta Colônia, estado do Rio Grande do Sul – Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, Pernambuco, v.08, n. 05, p. 15.

RICHARDSON, D.M; HOLMES, P.M; ESLER, K.J; GALATOWITSCH, S.M; STROMBERG, J.C; KIRKMAN, S.P.2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Divers Distrib* 13:126–139.

RODGERS, J.C; PARKER, K.C. 2003 Distribution of alien plant species in relation to human disturbance on the Georgia Sea Islands. *Divers Distrib* 9:385–398.

STADLER, J; TREFFLICH, A.; KLOTZ, S.; BRANDL, R. 2000. Exotic plant species invade diversity hot spots: the alien flora of northwestern Kenya. *Ecography* 23:169–176.

STOHLGREN, T.J. 2002. Beyond theories of plant invasions: lessons form natural landscapes. *Comments Theor Biol* 7:355–379.

STOHLGREN, T.J.; PYSEK, P.; KARTESZ, J.; NISHINO, M.; PAUCHAR, A.; WINTER. M.; PINO, J.; RICHARDSON, D.M.; WILSON, J.R.; MURRAY, B.R.; PHILLIPS, M.L.; MING-YANG, L.; CELESTI-GRAPOW, L.; FONT, X. Widespread plant species: natives versus aliens in our changing world. 2011. *Biol Invasions*.13: 1931.

TU, M.; HURD, C.; RANDALL, J.M. 2001. *Weed Control Methods Handbook: Tools & Techniques for Use in Natural Areas*. The Nature Conservancy. Utah Regional Depository.

WILCOVE, D.; ROTHSTEIN, D.; DUBOW, J.; PHILLIPS, A.; LOSOS, E. 1998. Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607-615.

COCK, M.J.W.; WITTENBERG, R. 2001. *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, xvii - 228.

Controle de *Psidium guajava* L. em Unidade de Conservação no Rio Grande do Sul

Mylena Gonçalves Anchieta ^{1*}, Caroline Lorenci Mallmann ²,
Jaqueline B. B. Dreyer ¹, Giovani Leone Zabot ¹

¹ Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. * mylenaanchieta@gmail.com

² Parque Estadual da Quarta Colônia, Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Rio Grande do Sul, Agudo, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: exótica invasora, invasão biológica, manejo, Unidade de Conservação

INTRODUÇÃO

O Parque Estadual da Quarta Colônia é uma Unidade de Conservação (UC) de proteção integral, criada como forma de compensação ao dano ambiental decorrente da obra da Usina Hidrelétrica de Dona Francisca, situado na região do Rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, área de ocorrência das Florestas Estacionais subtropicais. No momento em que foi estabelecido, quase totalidade da área já se encontrava alterada por processos anteriores de ocupação e uso do solo, logo a presença de espécies exóticas invasoras em meio à vegetação nativa dificulta a evolução da floresta, interferindo na sucessão natural. Entre as espécies de maior potencial invasor estão *Tecoma stans* (ipê-de-jardim, caroba-louca ou amarelinho), *Ligustrum lucidum* (ligustro), *Hovenia dulcis* (uva-do-japão) e *Psidium guajava* (goiabeira), que ocupam áreas significativas das encostas e às margens do reservatório (Ziller, 2013). *Psidium guajava* L., conhecida popularmente como goiabeira, é uma árvore perene nativa da América Central pertencente à família Myrtaceae, ocorre naturalmente do sul do México ao norte da América do Sul (Morton, 1987), ela é considerada uma árvore exótica invasora amplamente distribuída no mundo, com histórico invasor na América do Norte, Ilhas do Pacífico, Nova Zelândia, Austrália, Ilhas do Oceano Índico (incluindo Madagascar), África e América do Sul (Richardson e Rejmanék, 2011). Essa espécie é amplamente atraída por aves frugívoras, o que contribui para o aumento da chuva de sementes e o estabelecimento de plântulas em áreas abandonadas (Berens et al., 2008). Outra variável que contribui em maior parte para seu sucesso de invasão é a capacidade de rebrota que a espécie possui. (Berens, 2008; Somarriba, 1985; Somarriba e Beer, 1985). Frente a tal problemática dentro da UC, objetivou-se através desse estudo avaliar a presença de *Psidium guajava* e realizar o seu controle.

METODOLOGIA

A área de presente estudo está localizada no Parque Estadual da Quarta Colônia (PEQC). O controle foi realizado em 02 unidades amostrais (UA1 e UA2 com 0,5 ha cada), representativas da situação atual da dinâmica de invasão, e em 100% dos indivíduos exóticos invasores. Foram mensurados os dados dendrométricos daqueles com CAP \geq 5,0 cm. O controle mecânico das espécies que apresentam rebrote não é

aconselhável, visto que apresenta pouca eficiência, aumentando a necessidade de repasses e os custos envolvidos no processo. Por essa razão, aliado ao controle mecânico é realizado o controle químico. O método químico mais indicado para espécies arbóreas é aplicação de herbicida a base de Triclopir diretamente no tronco cortado das árvores (Tu et al., 2001). Os indivíduos foram manejados com auxílio de motosserra e após, aplicado herbicida com corante diretamente sobre o toco recém-cortado. Para as espécies arbóreas e arbustivas foi utilizada uma concentração de 2,5% de Triclopir. Os dados foram tabelados em Excel e agrupados por classes através do método de Sturgers de modo a fornecer a quantidade e porcentagem de indivíduos em cada classe. Foram definidas 5 classes diamétricas com intervalos fixos de 2,5 cm em ambas unidades amostrais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A ocorrência de espécies exóticas invasoras encontradas na área amostrada (1 hectare) foi de 4.244 indivíduos. Dentro da UA1 foram manejados 1.295 indivíduos de *Psidium guajava* o que representa 92,11% do total. Já na UA2 houve 1.305 indivíduos representando 45,98%. A maior quantidade de indivíduos foi encontrada nas primeiras classes diamétricas em ambas unidades amostrais. A primeira classe de diâmetro na UA1, com até 4 cm de DAP, apresentou 815 indivíduos, totalizando 62,9%. Na segunda classe, com até 6 cm de DAP, ocorreram 405 indivíduos, representando 31,3%. Na UA2, o resultado foi semelhante sendo que 84,2% dos indivíduos encontram-se nas classes 1 e 2. Nas duas unidades amostrais a classe de maior diâmetro (de 10,5 cm até 13 cm de DAP) foi a de menor ocorrência, menos de 1% dos indivíduos. O fato da maior parte dos indivíduos ocuparem as menores classes de diâmetro se deve a goiabeira apresentar alta produção de sementes, grande número de plântulas, e eficiência na dispersão facilitando o seu estabelecimento no sub-bosque na floresta. (Berens et al., 2008). A espécie apresenta capacidade de armazenar suas sementes mais profundamente no solo (Kawawa et al., 2016), e produção de compostos alelopáticos (Kawawa et al., 2016; Chapla e Campos, 2010). Alelopatia é definida como um fenômeno no qual uma planta afeta outra através da liberação de produtos químicos no ambiente (Zhao-Hui et al., 2010). Aleloquímicos produzidos por plantas invasoras foram documentados para inibir o crescimento de espécies nativas, proporcionando assim ao invasor uma vantagem competitiva (Ridenour e Callaway, 2001). Segundo Chapla e Campos (2010), *P. guajava* é capaz de modificar habitats, alterar funções do ecossistema, e substituir espécies nativas. Isto evidencia a necessidade de controle para que essas espécies não alcancem os estratos superiores homogeneizando a floresta. Após o manejo observou-se altas taxas de rebrote.

CONCLUSÃO

Ações de prevenção e controle são necessárias para amenizar os efeitos da invasão biológica. Além disso, é fundamental a utilização de técnicas adequadas de manejo aliadas a restauração ecológica do local, considerando a recuperação e a conservação da biodiversidade. Nesse sentido é necessário mais estudos sobre a espécie em

questão a fim de compreender o seu comportamento invasor, como também estudar a eficiência dos métodos controle e concentrações do herbicida utilizado.

LITERATURA CIENTÍFICA

BERENS, D.G.; FARWIG, N.; SCHAAB, G.; BÖHNING-GAESE, K. 2008. Exotic guavas are foci of forest regeneration in Kenyan farmland. *Biotropica*, v.40, n.1, p. 104-112.

CHAPLA, T.E.; CAMPOS, J.B. 2010. Allelopathic Evidence in Exotic Guava (*Psidium guajava* L.). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.53(6), p. 1359–1362.

KAWAWA, R.C.A.; OBIRI, J.F.; MUYEKHO, F.N. 2016. The role of *Psidium guajava* L., seed bank as a strategy for its successful invasion of Kakamega Rainforest, Western Kenya. *Asian Journal of Basic and Applied Sciences*, 3(2), 1–6.

MORTON, J.; GUAVA. 1987. In: MORTON, J.F. *Fruits of warm climates*. Miami: Florida Flair Books. p. 356–363.

RICHARDSON, D.M.; REJMANÉK, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distributions*, v.17, p. 788–809.

RIDENOUR, W.M.; CALLAWAY, R.M. 2001. The relative importance of allelopathy in interference: the effects of an invasive weed on a native bunchgrass. *Oecologia*, v.126(3), p. 444–450.

SOMARRIBA, E. 1985. Arboles de guayaba (*Psidium guajava* L.) em pastizales. II. Consumo de fruta y dispersión de semillas. *Turrialba*, v.35, n.4, p. 329-332.

SOMARRIBA, E.; BEER, J. 1985. Arboles de guayaba (*Psidium guajava* L.) em pastizales. III. Producción de leña. *Turrialba*, v.35, n.4, p. 333-338.

ZILLER, S.R. 2013. Parque Estadual da Quarta Colônia – RS: Plano de ação para manejo de espécies exóticas invasoras. p. 18.

TU, M. et al., 2011. *Weed control methods handbook: tools & techniques for use in natural areas*. Davis: The Nature Conservancy, p. 219.

ZHAO-HUI, L.; QIANG, W.; XIAO, R.; CUN-DE, P.; DE-AN, J. 2010. Phenolics and Plant Allelopathy. *Molecules*, v.15, p. 8933–8952.

Invasão biológica e manejo de *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton no Parque Estadual da Quarta Colônia – RS

Jaqueline B. B. Dreyer ^{1*}, Mylena G. Anchieta ¹,
Caroline Lorenci Mallmann ², Ana Paula Moreira Rovedder ¹

¹ Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. *jaqueline.bbdreyer@gmail.com

² Parque Estadual da Quarta Colônia, Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura
do Rio Grande do Sul, Agudo, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: espécies exóticas invasoras, Unidade de Conservação,
controle de invasoras, alfeneiro

INTRODUÇÃO

Unidades de Conservação no Brasil possuem grande importância ecológica, sendo um dos principais propósitos a conservação da biodiversidade (BRASIL, 2019). No entanto, estas áreas protegidas atualmente podem estar sob ameaças, seja pela fragmentação de habitats, presença de áreas degradadas e invasão biológica (Hummel et al., 2014). O Parque Estadual da Quarta Colônia (PEQC) está localizado entre os municípios de Nova Palma, Ibarama e Agudo - RS. Devido ao histórico de uso anterior do solo, muitas áreas sofreram com alterações antrópicas e isto acarretou em 557 ha de áreas degradadas dominadas por espécies exóticas invasoras, cerca de 30 % de sua área total (Mallmann et al., 2015). *Ligustrum lucidum*, pertencente à família Oleaceae, é uma espécie oriunda do Sudeste Asiático (Qin, 2009) e amplamente distribuída em diversos continentes (Henderson, 2007; Ayup et al., 2014; Sung et al., 2011; Acosta et al., 2008) devido a sua capacidade de expandir suas populações e invadir áreas de nichos climáticos distintos de seu nicho fundamental (Dreyer et al., 2019). No Brasil, foi introduzida entre as décadas de 60 e 70, principalmente na região sul do país, com a finalidade ornamental para arborização urbana (Souza et al., 2011; Biondi e Muller, 2013). Segundo Aragón e Groom (2003), a espécie apresenta crescimento rápido e resistência a baixas temperaturas. Também tolera ambientes com maior disponibilidade de luz quanto ambientes sombreados. Ademais, possui elevada capacidade reprodutiva, com grande número de sementes e eficiência no processo de dispersão (Moltaldo, 1993), todos fatores de vantagem competitiva frente às nativas. Dessa forma, tais espécies podem modificar a paisagem, alterar a disponibilidade de nutrientes e gerar riscos ao funcionamento natural de uma região, além de acarretar prejuízos econômicos. Logo, o objetivo deste estudo foi analisar e quantificar a invasão de *Ligustrum lucidum* e executar o manejo de seus indivíduos em uma área experimental no PEQC.

METODOLOGIA

A área experimental do estudo está inserida no Parque Estadual da Quarta Colônia, na região do rebordo do Planalto Meridional, Estado do Rio Grande do Sul. A região apresenta clima tipo Cfa1, segundo Koppen. O Parque possui cerca de 1.847 ha em meio a Floresta Estacional Subtropical, sendo aproximadamente 557 ha de áreas

degradadas (Mallmann et al., 2015). Em um fragmento representativo da dinâmica de invasão foi instalada uma unidade amostral permanente de 0,5 ha (50 m x 100 m). Realizou-se o levantamento dos indivíduos de *L. lucidum* para análise da estrutura horizontal e distribuição diamétrica. Os dados foram classificados pelo método de Sturges (Sturges, 1926) de maneira a fornecer a quantidade de indivíduos em cada classe. Foram definidas 5 classes diamétricas com amplitude fixa de 4 cm para verificação do comportamento da espécie no fragmento florestal. Todos os indivíduos com CAP > 5 cm foram contabilizados e medidos. Para o manejo objetivou-se o controle de 100% dos indivíduos de *L. lucidum*, sendo utilizada a combinação do controle mecânico e químico. O método combinado consiste em executar o corte raso (mais próximo possível do solo) e em seguida, aplicar herbicida sob a cepa de forma pontual. O herbicida utilizado foi a base de Triclopir a uma concentração de 2,5% com adição de corante azul. As ações a campo foram efetuadas por equipe composta de 5 pessoas, previamente capacitadas e com o uso obrigatório de equipamento de proteção individual (EPI).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O fragmento amostrado encontra-se em processo de estratificação florestal, com predomínio de indivíduos arbóreos, presença de sub-bosque e regeneração natural expressiva e diversificada. Foram encontrados 2.838 indivíduos de diferentes espécies exóticas invasoras na área (*Psidium guajava*, *Ligustrum lucidum*, *Citrus* sp., *Eriobotrya japonica*, *Tecoma stans*, *Morus nigra*, *Eucalyptus* sp.). *Ligustrum lucidum* foi a espécie de maior abundância, totalizando 1.305 indivíduos (45,98% do total) estando presente em todos os estratos. A altura média dos indivíduos foi de 5,2 metros com a máxima chegando a 15 metros. Em relação à distribuição diamétrica, a classe com DAP de 1,5 até 5,5 cm compreendeu 830 indivíduos (70,04%) e a classe consecutiva de 5,5 até 9,5 cm apresentou 258 indivíduos (21,77%). Já as classes de 9,5 a 13,5 e 13,5 a 17,5 cm, compreenderam 5,57 e 2,11% respectivamente. Por último, a classe de maior diâmetro de 17,5 a 21,5 foi a de menor representatividade, apenas 0,51%. Tal distribuição, portanto, apresenta a forma de J invertido havendo uma maior quantidade de indivíduos nas classes de menor diâmetro. Guidini et al. (2014) corroboram que *L. lucidum* é comumente presente nos estratos inferiores, já que possuem bom desenvolvimento no sombreamento e toleram baixas temperaturas, podendo interferir até mesmo no recrutamento de espécies nativas (Hoyos et al., 2010). De acordo com Silva Junior (2004) o padrão "J invertido" reflete um balanço positivo entre mortalidade e recrutamento, isto é, os indivíduos menores poderão substituir os de maior porte. Assim, o controle realizado em 100% dos exemplares da espécie é de suma importância para a conservação da biodiversidade local, impedindo que a espécie domine o dossel. O corte e aplicação de herbicida foi executado em 100% dos exemplares de *L. lucidum* apresentando resultados satisfatórios, com rebrote inferior a 2%. O uso de herbicidas é efetivo, portanto, para o controle da espécie, tendo em vista que apenas os métodos mecânicos não são suficientes (Simberloff, 2008; Dechoum e Ziller, 2013).

CONCLUSÃO

Por ter alcançado as maiores taxas e estar representada em praticamente todos os estratos, *L. lucidum* pode ser enquadrada como uma das principais espécies exóticas invasoras, confirmando o elevado risco de invasão desta espécie no Parque Estadual da Quarta Colônia. Portanto, deve-se expandir o manejo desta e de outras espécies exóticas invasoras nas áreas prioritárias. Também é aconselhado o repasse dos métodos de controle e monitoramento contínuo.

(Agradecimentos à CAPES pelo apoio financeiro).

LITERATURA CIENTÍFICA

ACOSTA, A.T.T. et al. 2008. Patterns of native and alien plant species occurrence on coastal dunes in Central Italy. In: TOKARSKA-GUZIŁ, B. et al. Plant Invasions: Human perception, ecological impacts and management. Leiden (The Netherlands): Backhuys Publishers, p. 235-248.

ARAGÓN, R.; GROOM, M. 2003. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stage characteristics in different habitat types. *Revista Biología Tropical*, 51 (1): 59-70.

AYUP, M.M. et al. 2014. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in the southern Yungas: Changes in habitat properties and decline in bird diversity. *Acta Oecologica*, 54: 72-81.

BIONDI, D.; MULLER, E. 2013. Espécies arbóreas invasoras no paisagismo dos parques urbanos de Curitiba, PR. *Floresta*, 43 (1): 69-82.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 2019. Unidades de Conservação: o que são. In: Ministério do Meio Ambiente. <<https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao/o-que-sao.html>>. Download em: 3 outubro 2019.

DECHOUM, M.S.; ZILLER, S.R. 2013. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. *Biotemas*, 26 (1): 69-77.

DREYER, J.B.B.; HIGUCHI, P.; SILVA, A.C. 2019. *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton (broad-leaf privet) demonstrates climatic niche shifts during global scale invasion. *Scientific Reports*, 9 (3813): 1-6.

GUIDINI, A.L. et al. 2014. Invasão por espécies arbóreas exóticas em remanescentes florestais no Planalto Sul Catarinense. *Revista Árvore*, 38, (3): 469-478.

HENDERSON, L. 2007. Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA). *Bothalia*, 37 (2): 215-248.

HOYOS, L.E. et al. 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biological Invasions*, 12 (9): 3261-3275.

HUMMEL, R.B. et al. 2014. Análise preliminar da invasão biológica por *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton em unidade de conservação no Rio Grande do Sul. *Caderno de Pesquisa*, 26 (3): 14-26.

MALLMANN, C.L.; PRADO, D.A.; PEREIRA FILHO, W. 2015. Índice de vegetação por diferença normalizada para caracterização da dinâmica florestal no parque estadual Quarta Colônia, estado do Rio Grande do Sul – Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física* 08 (05): 1-15.

MOLTALDO, N.H. 1993. Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) em un relicto de la selva subtropical Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 66 (1): 75-85.

QIN, X.K. 2009. A new system of *Ligustrum* (Oleaceae). *Acta Bot. Yunnanica*, 31 (1): 97-116.

SILVA JUNIOR, M.C. 2004. Fitossociologia e estrutura diamétrica da mata de galeria do Taquara, na reserva ecológica do IBGE, DF. *Revista Árvore*, 28 (1): 419-428.

SIMBERLOFF, D. 2008. We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. *Biological Invasions*, 11 (1): 149-157.

SOUZA, A.R.C. et al. 2011. Identificação das espécies ornamentais nocivas na arborização urbana de Santiago/RS. *REVSBAU*, 6 (2): 44-56.

STURGES, H. 1926. The choice of a class interval. *Journal of the American Statistical Association*, 21 (153): 65-66.

SUNG, C.Y. et al. 2011. Investigating alien plant invasion in urban riparian forests in a hot and semi-arid region. *Landscape and Urban Planning*, 100 (3): 278-286.

O uso do fogo para controlar invasão por pinus: estudo de caso no Parque Nacional da Lagoa do Peixe

Ana Boeira Porto ^{1*}, Rosângela Gonçalves Rolim ¹, Pedro Augusto Thomas ²,
Filipe Ferreira da Silveira ¹, Eduardo Sanches Taffarel ³, Gerhard Ernst Overbeck⁴

¹ Programa de Pós-graduação em Botânica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
Porto Alegre, RS, Brasil. * aanaporto@gmail.com

² Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
Porto Alegre, RS, Brasil.

³ Geografia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

⁴ Departamento de Botânica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: exóticas, invasoras, restauração, Campos Sulinos

INTRODUÇÃO

A invasão de espécies exóticas é uma das maiores formas de degradação dos campos do sul do Brasil (Vélez-Martins et al., 2015). O cultivo de *Pinus* spp. é um uso da terra que, além da própria conversão de hábitat, acarreta na invasão de pinus em ambientes naturais no entorno dos plantios devido à constante dispersão de sementes. O plantio de *Pinus* spp. está muito disseminado pelo Rio Grande do Sul (RS), inclusive no Litoral onde restam muito poucos remanescentes campestres (Andrade et al., 2015). No Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), Unidade de Conservação de Proteção Integral, situada no litoral sul, a silvicultura com *Pinus* spp. (*P. eliottii* e *P. taeda*) no entorno e dentro do parque é um dos principais desafios relacionados à conservação (Perelló et al., 2010). Com extensão de 34.400 ha, situado entre a Lagoa dos Patos e o Oceano Atlântico e recoberto por cerca de 97% de ambientes naturais, o PNLP tem como objetivo conservar ambientes litorâneos, uma vez que é um sítio RAMSAR e refúgio de aves migratórias (Knak, 2004). Nos últimos anos o ICMBio iniciou a remoção de pinus em áreas de plantio dentro do PNLP (Signori, 2018). No entanto, após o corte das árvores, o ambiente originalmente campestre continua fortemente modificado, permanecendo uma camada de serapilheira (acículas e galhos de pinus) com cerca de 10 cm de espessura, além da contínua germinação e estabelecimento de novos indivíduos de *Pinus* spp. em grande densidade. Desta forma, a recuperação espontânea da vegetação nativa é dificultada. Através de experimentos anteriores nas áreas degradadas por silvicultura no PNLP, a queima controlada se demonstrou eficiente para a remoção da serapilheira e de indivíduos jovens de *Pinus* spp. (Prado, 2018). No entanto, devido à pequena extensão das áreas queimadas neste trabalho (Prado, 2018), é importante avaliar a eficácia da queima em áreas maiores. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a efetividade da aplicação de fogo para o controle de *Pinus* spp.

METODOLOGIA

A Planície Costeira do Rio Grande do Sul é constituída por um mosaico de campos e florestas de restinga intercaladas por corpos hídricos (Villwock e Tomazelli, 2006). Junto ao Parque Nacional da Lagoa do Peixe esta caracterização se mantém

preservada em meio às ameaças ambientais e políticas. Próximo à Lagoa do Pai João (31°04'13.59"S, 50°48'40.68"O), os plantios de *Pinus* spp. estabelecidos sobre campos litorâneos foram cortados em 2016 e 2017. Após o corte, estas áreas foram manejadas com a aplicação de fogo ao longo dos anos de 2017 (Fevereiro e Março) e 2018 (Março e Abril). Na totalidade, a área possui aproximadamente, 4 km² divididos em 23 talhões. Em 12 talhões, nós estabelecemos duas transecções pareadas de 50 metros de comprimento, de modo que uma transecção estava em área onde a queimada consumiu a maior parte da serapilheira, e a outra onde a queima não foi completa, geralmente em função da umidade da superfície. Ao longo de cada transecção foram contabilizados os indivíduos de *Pinus* spp. bem como suas respectivas alturas em uma distância de até 2,5 m da transecção em cada lado, totalizando assim uma amostragem de 250 m² em cada tratamento. Além disso, observamos, em três parcelas de 1 m² dispostas ao longo das transecções, a estrutura e cobertura da vegetação utilizando a escala de Londo (1976). Foram registradas a cobertura de grupos funcionais de plantas (gramíneas – eretas e prostradas, ervas – eretas e prostradas, ciperáceas – eretas e prostradas, juncos, arbustos/arbóreas, briófitas, algas e pinus), bem como a cobertura de acículas de *Pinus* spp., serapilheira de plantas nativas, solo descoberto e cobertura total da vegetação. Realizamos uma análise de variância com aleatorização, com delineamento em bloco, para avaliar as diferenças entre os dois tipos de área (completamente queimada *vs.* pouco queimada), utilizando as variáveis-resposta densidade de indivíduos de *Pinus* spp., estrutura da vegetação e cobertura. As análises foram realizadas no programa MULTIV.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As áreas onde a queima foi eficiente apresentaram uma menor densidade de indivíduos de *Pinus* spp. por metro quadrado quando comparadas as áreas que não queimaram completamente, com 0,04 ind/m² e 0,59 ind/m², respectivamente ($p < 0,05$). Este dado corrobora a hipótese de que o fogo auxilia no controle da colonização de *Pinus* spp., uma vez que mata indivíduos já estabelecidos e queima sementes contidas na serapilheira, assim impossibilitando nova colonização através do banco de sementes. Por outro lado, não encontramos diferença estatística ($p > 0,05$) quando consideramos cobertura das formas de vida de plantas e estruturada vegetação entre os diferentes tratamentos. Porém, trabalhos realizados no PNL (Prado, 2018) demonstraram que o uso do fogo aliado à aplicação de feno se mostra efetivo no estabelecimento de espécies nativas campestres auxiliando assim na restauração dos campos degradados pelo plantio de *Pinus* spp.. Uma característica importante da área de estudo são os corpos d'água intermitentes, condição esta que pode ter interferido na eficácia das queimadas realizadas. O fogo, como ferramenta de restauração e conservação, está sendo utilizado em muitas regiões campestres no mundo, mas ainda é uma prática polêmica na Região dos Campos Sulinos (Overbeck et al., 2018). Porém, a técnica de manejo avaliada no presente trabalho aliou o corte da vegetação com o fogo que atuou diretamente na destruição da serapilheira, das sementes de pinus nela contida e na queima de

indivíduos juvenis de *Pinus* spp. suscetíveis ao distúrbio, expondo assim o solo à colonização por novas espécies.

CONCLUSÃO

Nosso estudo apresenta o fogo como uma técnica de manejo eficiente para o controle e propagação de pinus sobre campos do Pampa. Agrega ao debate sobre a utilização de fogo para o manejo dos campos, um distúrbio natural do sistema que, por vezes é visto como negativo. Sugerimos que outros experimentos sejam realizados para avaliar a eficácia do fogo no controle de pinus em outras regiões dos Campos Sulinos. De modo geral, o fogo como ferramenta de conservação e restauração merece mais atenção.

(Agradecemos a Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento da pesquisa. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, que concedeu bolsas de estudos às/aos pesquisadoras/es.)

LITERATURA CIENTÍFICA

ANDRADE, B.O.; KOCH, C.; BOLDRINI, I.I.; VÉLEZ-MARTIN, E.; HASENACK, H.; HERMANN, J.M.; KOLLMANN, J.; PILLAR, V.D.; OVERBECK, G.E. 2015. Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. *Natureza & Conservação*, 13: 95-104.

KNAK, R.B. 1999. Plano de manejo do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. In: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_lagoa-do-peixe.pdf. Download em 12 de Outubro de 2019.

LONDO, G. 1976. The decimal scale for relevés of permanente quadrats. *Plant Ecology*, 33(1): 61-64.

OVERBECK, G.E.; SCASTA, J.D.; FURQUIM, F.F.; BOLDRINI, I.I.; WEIR, J.R. 2018. The South Brazilian grasslands - A South American tallgrass prairie? Parallels and implications of fire dependency. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16: 24-30.

PERELLÓ, L.F.C.; GUADAGNIN, D.L.; MALTCHIK, L.R.B.; MENEZES, R.B.; STRANZ, A.; SANTOS, J.E. 2010. Os desafios para a conservação do Parque Nacional da Lagoa do Peixe RS. In: SANTOS, J. E.; ZANIN, E. M.; MOSCHINI, L. E. (org.). *Faces da polissemia da paisagem – ecologia, planejamento e percepção*. São Carlos, RiMa Editora.

PRADO, M.A.P.F. 2018. Restauração de campos costeiros da região sul em áreas degradadas por plantações de *Pinus*. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre: Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 33p.

SIGNORI, L.M. 2018. Mapeamento por sensoriamento remoto de área de *Pinus* spp. no Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Porto Alegre: Programa de Pós-graduação em Sensoriamento Remoto, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 87p.

VÉLEZ-MARTIN, E.; ROCHA, C.H.; BLANCO, C.; AZAMBUJA, B.O.; HASENACK, H; PILLAR, V.D. 2015. Conversão e Fragmentação. In: PILLAR, V.D.; LANGE, O. (eds.) Os Campos do Sul. Porto Alegre, Rede Campos Sulinos – UFRGS.

VILLWOCK, J.A.; TOMAZELLI, L.J. 2006. Planície costeira do Rio Grande do Sul: gênese e paisagem atual. In: BECKER, F.G.; RAMOS, R.A.; MOURA, L.A. (org.) Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul Brasília: MMA / SBF, 2006. (Série Biodiversidade, 25)

Estratégia para prevenção e controle de invasão de *Pinus* spp. em Unidade de Conservação

Bruna Hellen Ricardo ^{1*}, Alexandre Siminski ², Maurício Sedrez dos Reis ²

¹ Programa de Pós-graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC, Brasil. * brunahricardo@gmail.com

² Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: espécie exótica invasora, Sistemas de Informações Geográficas, Parque Estadual Rio Canoas

INTRODUÇÃO

Unidades de Conservação (UCs) são espaços territoriais e seus recursos ambientais, de características naturais relevantes instituídas pelo Poder Público, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (BRASIL, 2000). No Brasil, o regulamento para tais Unidades está estabelecido pela Lei Nº 9.985 de 18 de julho de 2000, a qual institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC. As áreas no entorno das UCs são chamadas de zona de amortecimento, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade. Estas áreas se mostram essenciais para o manejo adequado da UC à qual pertencem, pois permitem que a equipe gestora da UC possa estabelecer medidas de controle e negociação com as comunidades locais sobre o uso adequado destes espaços (Ganem, 2015). O espaço territorial onde se localiza o Parque Estadual Rio Canoas (PAERC), localizado em Campos Novos - SC e sua zona de amortecimento, sofreram inúmeras transformações com o tempo, devido a demanda da região. Consequentemente, a silvicultura de *Pinus* spp. é uma das atividades instaladas na zona de amortecimento do parque (FATMA, 2007). Esta atividade tem consequência sobre a UC, já que o gênero em questão apresenta potencial invasor, alterando as características do ecossistema local e dificultando o desenvolvimento das espécies nativas (Zenni e Simberloff, 2013). Hoje, a UC enfrenta um problema com a invasão biológica de *Pinus* spp. sendo de suma importância avaliar as corretas ações de manejo para efetuar o controle nas áreas afetadas e trabalhar com a prevenção de propágulos do gênero (FATMA, 2007; CRUZ, 2014). Neste contexto, o presente trabalho apresenta como objetivo descrever o uso e cobertura da terra na região do PAERC no seu estado atual, e apresentar estratégias de prevenção da invasão de *Pinus* spp. no parque, subsidiando ações efetivas no sentido do favorecimento da conservação de espécies autóctones.

METODOLOGIA

O enfoque do estudo foi a área do Parque Estadual Rio Canoas e sua zona de amortecimento, que se localiza na cidade de Campos Novos – SC. Nesta área está situada a Unidade de Conservação criada em 2004 como parte da compensação ambiental referente ao licenciamento do aproveitamento hidrelétrico de Campos Novos no rio Canoas pela Empresa Campos Novos Energia S/A – ENERCAN (FATMA,

2007). A UC apresenta áreas com remanescentes de Floresta Ombrófila Mista (FOM), em transição vegetacional com a Floresta Estacional Decidual (FED), ecossistemas florestais que pertencem ao domínio do bioma Mata Atlântica e que apresentam espécies de flora e fauna de extrema importância para biodiversidade e a floresta, bem como para os serviços ecossistêmicos que a mesma oferece (Camphora e May, 2006). Atualmente, a gestão da UC é realizada pelo Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA, 2019) com cogestão da organização da sociedade civil de interesse público (OSCIP) Grimpeiro IMA (2019). A Zona de Amortecimento e a UC estão localizadas às margens do Rio Canoas, na divisa dos municípios de Campos Novos e Abdon Batista, junto à localidade da vila Ibicuí. A UC Possui uma superfície de 1.133,25 ha, e sua Zona de Amortecimento possui superfície de 3.105,24 ha e se encontra no entorno da área total da unidade, FATMA (2007). O estudo apresentou como metodologia a elaboração de mapas com base em imagem de satélite disponibilizada pela empresa Planet Labs, do dia 03 de maio de 2018. Para realizar a fotointerpretação da imagem e a criação dos mapas foi utilizado o software QGIS 2.18.20. Três mapas que caracterizaram áreas com silvicultura de pinus na zona de amortecimento do PAERC foram gerados, sendo estes gerados a partir de fotointerpretação somada ao conhecimento de campo. Duas propostas de retirada de indivíduos de pinus da área limítrofe do parque foram criadas a partir da utilização da ferramenta "buffer" no software Qgis.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A elaboração dos mapas apresentou como resultado áreas com silvicultura localizadas na zona de amortecimento do parque nas porções Norte, Sul, Leste e Oeste do mesmo. O fator preocupante é a proximidade destas com os limites do parque, já que facilita a entrada de propágulos de *Pinus* spp. em áreas de fragilidade do parque – locais abertos ou de pouca vegetação – possibilitando a introdução do gênero invasor no local (Zenni e Simberloff, 2013; CONSEMA, 2012). A principal causa de invasão de *Pinus* spp. em UCs é causada por plantios vizinhos que estão presentes na zona de amortecimento (Motta et al., 2003), por isso a importância de criar estratégias de prevenção e combate às espécies exóticas invasoras nas UCs. Diante destas informações, em consulta à literatura (Pomeroy e Korstian, 1949; Jankovski, 1985; Willians, et al., 2006; Richardson e Higgins, 1998) foram propostos dois cenários de regiões limítrofes ao parque que poderiam ser retirados indivíduos de *Pinus* spp. A primeira proposição foi o enfoque de uma área localizada à 100 metros de distância dos limites do parque, nas quais com a colaboração do proprietário da área, poderia haver a retirada desses indivíduos. Também foi construída uma segunda proposta, na qual a área para a retirada de indivíduos é de 200 metros em áreas limítrofes do parque. As áreas com plantio de *Pinus* spp. das duas propostas foram calculadas através do software QGIS 2.18.20. Para a primeira proposta, a retirada seria de 6,3 hectares de plantio em seis fragmentos, e na segunda proposta a retirada de área plantada seria de 23,7 hectares em sete fragmentos. Os resultados mostraram que os 2 cenários propostos não afetariam as propriedades em larga escala. Ainda que exequível, a proposta precisa ser avaliada e discutida com o Conselho Consultivo

do PAERC, pois é função do conselho auxiliar, acompanhar, e opinar sobre as tomadas de decisões nas Unidades de Conservação, trazendo o benefício de aumentar o diálogo e a confiança entre o órgão gestor e comunidade local, na medida em que os conselheiros têm acesso a informações e compreendem as limitações e os desafios para gestão da UC (MMA, 2010). Embora o estudo tenha mostrado os aspectos negativos da silvicultura na zona de amortecimento do parque, e citado a invasão de *Pinus* spp. no local, observou-se que a vegetação nativa está presente em extensas áreas do parque, o que torna a UC efetiva dentro dos objetivos do plano de manejo e em conformidade ao que se propõe a cumprir.

CONCLUSÃO

Os cenários propostos devem ser discutidos e considerados como alternativa para a prevenção de invasão do gênero *Pinus*, uma vez que comumente apenas métodos de controle são escolhidos, após a invasão estar estabelecida em inúmeras áreas. O diálogo da gestão do parque junto aos produtores de *Pinus* spp. da zona de amortecimento se faz necessário, dado que os plantios citados são fonte de propágulos para diversas áreas da UC, e sua implementação geraria pouco impacto sobre a área produtiva.

(Agradecimentos à instituição de fomento FAPESC- Fundação de Amparo à pesquisa de Santa Catarina por permitir através de recursos a viabilidade da pesquisa, e à Empresa Planet Labs por ceder imagens de satélites utilizadas no estudo).

LITERATURA CIENTÍFICA

BRASIL. Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 de julho de 2000.

CONSEMA. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução Nº 08, de 14 de setembro de 2012. Reconhece a lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina. **Diário Oficial da União**, nº 19429, no dia 02 de outubro de 2012, páginas 3 a 6.

CRUZ, R.J.L. **Regeneração inicial da vegetação secundária após a retirada da silvicultura de *Pinus* spp. no Parque Estadual Rio Canoas – SC**. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Catarina), UFSC, 2014.

FATMA. Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina. Programa Estadual de Espécies Exóticas Invasoras – PEEEI. 23 p. Disponível em: file:///C:/Users/Bruna/Downloads/Programa_EEI_2016_publicado.pdf. Acesso em 29/05/2019.

_____. **Plano de Manejo Parque Estadual Rio Canoas. Encarte 1, Contextualização da Unidade de Conservação**, Outubro de 2007. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/parque-estadualrio-canoas>. Acesso em: 30/05/2019.

GANEM, R.S. **Zonas de Amortecimento de Unidades de Conservação**. Consultoria Legislativa, março de 2015. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/acamara/documentos-e-pesquisa/estudos-e-notas-tecnicas/areas-da-conle/tema14/2015515zonas-de-amortecimento-de-unidades-de-conservacao-roseli-ganem>. Acesso em: 18/05/2019.

IMAFLOA. Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola. **Conselhos de Unidade e Conservação: guia sobre sua criação e seu funcionamento**. Belém, PA. 2009. 95p.

JANKOVSKI, T. 1985. **Avaliação da produção e disseminação de sementes em um povoamento de *Pinus taeda* L.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 74 p.

MMA, Ministério do Meio ambiente. **Unidades de Conservação: conselhos gestores**. 2010. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao/conselhos-gestores.html>. Acesso em 18/05/2019.

_____. **Licenciamento e unidades de conservação**. Maio de 2008. Disponível em http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_pnla/_arquivos/46_10112008050247.pdf. Acesso em 30/05/2019.

MOTTA, M.S. **Invasão de *Pinus elliottii* em uma área de floresta atlântica montana em estágio inicial de regeneração no planalto de Poços de Caldas, Minas Gerais**. Poços de Caldas, 2003. Disponível em: www.mma.gov.br/estruturas/174/_arquivos/174_05122008113638.pdf. Acesso em: 4/05/2019.

POMEROY, K.B.; KORSTIAN, C.F. 1949. Further results on Loblolly pine seed production and dispersal. **Journal of Forestry** 47. Local indefinido, pp. 968-970.

RICHARDSON, D.M.; HIGGINS S.I. Pines as invaders in the Southern hemisphere. In: Richardson DM, ed. Ecology and biogeography of pines: first paper back edition 2000. **Cambridge: Cambridge University Press**; 1998. chap. 22, p. 450-473.

WILLIAMS, C.G.; LADEAU, S.L.; OREN, R.; KATUL, G.G; Modeling seed dispersal distances: Implications for transgenic *Pinus taeda*. **Ecological applications**, 16(1), 2006, p117-124.

ZENNI, R.D.; SIMBERLOFF, D.; Nuber of source populations as a potential driver of pine invasions in Brazil. **Biol Invasions** (2013) 15:1623–1639.

Investigação ecopedagógica da estrutura populacional de *Pinus elliottii* Engelm. e sustentabilidade na A.R.I.E. Henrique Luiz Roessler-NH (Parcão-N.H.)

Júlio Konrath^{1*}, Udo Sarlett², Ana Beatris Wittmann³, Rosemari de Lima³

¹ Universidade Estadual do Rio Grande do Sul – UERGS, Região Hortênsias, São Francisco de Paula, RS, Brasil. * julio-konrath@uergs.edu.br / juliokonrath@hotmail.com

² ex-Gestor da A.R.I.E. Henrique Luiz Roessler, Novo Hamburgo, RS, Brasil.

³ Educação ambiental do Parcão-NH, Secretaria Municipal de Educação de Novo Hamburgo, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: invasão, *Pinus* sp., ARIE Henrique Luís Roessler, ecopedagogia

INTRODUÇÃO

A dimensão ecológica da ação pedagógica expressa nos PCNs das Ciências da Natureza do 6º ao 9º Anos visa, entre outros, “Oportunizar a vivência de situações de coleta de informações sobre as transformações em ambientes naturais provocadas pela ação humana, identificando medidas de proteção e recuperação dos mesmos, tendo como referência as leis e órgãos ambientais” (NOVO HAMBURGO, 2014). O *Pinus* spp. é um dos principais gêneros de plantas invasoras na América do Sul (Guadagnin et al., 2009), cujos danos ecossistêmicos incluem mudanças na acidez do solo, eliminação de plantas nativas e o desaparecimento de animais herbívoros e granívoros. A A.R.I.E. Henrique Luís Roessler (NOVO HAMBURGO, 2009), conhecido por “Parcão de NH”, além de seu alto valor ambiental em vista da presença de ecossistemas significativos em plena zona urbana (29°40’54”S e 51°06’56”W), também possui um alto valor histórico para a cidade (Weidle, 2008). O plano de manejo previu o zoneamento ambiental da U.C. em cinco subdivisões (Weisheimer, Mauhs e Saul, 1996), no qual a Zona 3 corresponde às áreas representativas de matas e áreas úmidas. Relatos de antigos moradores da região, confirmados pela administração da U.C., indicam que cinco indivíduos de *Pinus* sp. teriam sido introduzidos no local no final da década de 1980. Durante as saídas de estudos da EMEF Eugênio N. Ritzel-NH realizadas no Parcão em 2013, um aspecto ecológico da paisagem evidenciou um conflito de manejo que resultou neste projeto. Este trabalho vem relatar um projeto de estudo transdisciplinar e ação de manejo comunitário desenvolvido com os Sétimos Anos, cuja meta foi instigar o ensino pela pesquisa, instrumentalizar aprendizagem teórica e prática da sustentabilidade ecológica, por meio de uma pesquisa investigativa sobre a estrutura populacional do *Pinus* sp. e uma ação de restauração ambiental na U.C.

METODOLOGIA

A partir do levantamento de interesses da comunidade escolar colhidos na pesquisa socio-antropológica anual da rede municipal de educação, ficou definido como eixo-temático norteador dos projetos de ensino-aprendizagem em 2014, o tema “Violência”. O instrumento empregado na abordagem da dimensão pedagógica, foi

um roteiro investigativo transdisciplinar ([//projeto-ciencias-e-ambiente.blogspot.com.br](http://projeto-ciencias-e-ambiente.blogspot.com.br)), cujo objetivo era compartilhar uma base conceitual instigadora de subtemas de pesquisa, articulados ao eixo-temático comum, inspirado na pedagogia de projetos e apoiada no uso de TICs como ferramentas de aprendizagem de conteúdos transversais (Prado, 2005; Schlemmer, 2001). Dado que o escopo do projeto transdisciplinar ultrapassa muito escopo deste seminário, será apresentada só um recorte metodológico do subprojeto de Ciências/Info, cujas categorias invasão biológica e a sustentabilidade ecológica, foram os subtemas encadeadores. Assim, partindo da premissa que *"a sustentabilidade ecológica depende do equilíbrio das populações de seres vivos entre si e com o meio onde vivem"*, decidimos investigar como a população de *Pinus* sp. estava estruturada e como ela compartilhava o espaço com as outras plantas nativas. A.f.d. conhecer a estrutura populacional do pinus e a capacidade do ambiente de suportar as demais espécies vegetais no futuro, utilizamos uma metodologia reconhecida em estudos ecológicos de longo prazo (Sanquetta, 2008) adaptada às condições locais. Para tanto contamos e medimos todas árvores adultas reprodutivas existentes na Zona de Uso Restrito –ZUR, e demarcamos uma parcela de 2.500,0 m² numa área infestada por pinus, onde contamos e medimos todas as plantas de 1,0 cm de Circunferência na Altura do Solo –CAS, existentes em 100 sub-parcelas de 5 m x 5 m. E, posteriormente, todas as plantas existentes na área de ~5.000,0 m² infestada por pinus foram suprimidas. Todas atividades foram planejadas junto com alunos, da gerência executiva e da coordenação de educação ambiental do Parque. Nos encontros quinzenais com o grupo de monitores eram realizados uma série de atividades de rotina, como: estudo e planejamento da pesquisa; saídas de campo para coleta de dados; tabulação, graficação e redação científica; e comunicação científica das ações no blogue do projeto. Os colaboradores envolvidos foram um Prof. regente (C.N./INFO), dois Prof. Esp. (Ed. Amb.), quatro alunos monitores e 80 alunos participantes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No levantamento florístico realizado por Capellat Schimidt (2009), foram encontradas oito espécies exóticas na área florestal do Parque, pertencente a cinco famílias botânicas e de origens diversas. Já no levantamento fitossociológico expedito realizado por Souza e Maluff (2014) no mesmo local, foram encontradas 24 espécies de árvores exóticas, cujas mais numerosas foram: *Eucalyptus* spp., *Pinus* spp., e *Syzygium cumini*. Esses mesmos autores também avaliaram as interações animal-planta, e uma que não foi observado uso algum foi justamente o pinus. E, no levantamento populacional exaustivo realizado no presente projeto, foram encontradas 45 árvores adultas reprodutivas de *Pinus elliottii* Engelm. na ZUR (Z-3) do Parque. Já na parcela de 2.500,0 m² foram encontradas 29 árvores adultas de pinus >50,0 cm de CAS (apenas uma não-fértil), e 1.014,0 plantas vivas de 1,0 a 49,0 cm de CAS (apenas uma morta). A densidade de pinus na porção coberta por vegetação herbácea e solo mais degradado, e com elevada densidade de capim *Argenium villosum* (Poaceae), foi maior (0,5 a 3,7 indiv./m²) do que a densidade de

pinus na porção coberta por vegetação arbóreo-arbustiva e solo mais desenvolvido (0,1 a 1,9 indivs./m²). Só não foi detectada a presença de pinus na porção coberta pela mata ciliar do Arroio Wisenthal. A tabulação, graficação e análise dos dados de distribuição das plantas >1,0 cm de CAS, por classe de tamanho, permite uma leitura indireta da distribuição etária das plantas a partir dos intervalos de classe de tamanho. A curva gráfica obtida indica um padrão populacional em "J-invertido", onde o número de plantas recém nascidas vem crescendo exponencialmente nos últimos três anos, e juntamente com a alta taxa de fertilidade e baixa taxa de mortalidade, caracterizam uma clássica invasão biológica.

CONCLUSÃO

A ação ecopedagógica pressupõe a articulação de todos componentes curriculares, porém nem sempre é o que acontece. A construção do Objeto de Aprendizagem colaborativa dos Sétimos Anos, a documentação do padrão populacional invasor e o mutirão de remoção de 3.020,0 plantas numa área infestada por pinus dentro da ZUR do Parque, ilustram as contribuições mais relevantes à sustentabilidade, cujo estudo e prática foram muito mais ricos do que se pode expressar apenas por palavras e números.

(Este trabalho foi integralmente autofinanciado, não contou com concessão de horas-atividade para projeto de contraturno e foi viabilizado graças à uma virtuosa rede de apoio, formada pelo Centro de Pesquisa e Inovação da FEEVALE e a Coordenação de Educação Ambiental do Parcão-NH.)

LITERATURA CIENTÍFICA

- CAPELLATI, L.; JAIRO, L.; SCMIDT. 2009. Pesquisas: Botânica, São Leopoldo, 60: 341-354.
- De SOUZA, N.C.I.; MALUFF, R.W. 2014. Flora Arbórea exótica da ARIE Luiz Henrique Roessler, Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Conhecimento On-line. Ano 6, 2: 17p.
- GUADAGNIN, D.; ZALBA, S.M.; GÓRRIZ, B.C.; FONSECA, C.R.; NEBBIA, A.J.; CUEVAS, Y.A.; EMER, C.; GERMAIN, P.; WENDLAND, E.M.Da R.; PERELLO, L.F.C.; BASTOS, M.C.S.; GERMAIN, P.; SANHUEZA, C. Del C.; MASCIADRI-BÁLSAMO, S.; De VILLALOBOS, A.E. Árvores e arbustos exóticos invasores no Pampa: questões ecológicas, culturais e socioeconômicas de um desafio crescente. In: PILLAR, V. De P. (org). 2009. Brasília, MMA, p: 300-316.
- MATEUS LEDUR WEIDLE. 2008. Ecoturismo: Uma proposta para o parque municipal Henrique Luiz Roessler visando a Educação ambiental. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Novo Hamburgo: Curso de Turismo, Centro Universitário Feevale, 142p.
- NOVO HAMBURGO. 2009. Decreto Municipal Nº 4.129, de 21 de dezembro de 2009. Institui o Plano de Manejo da ARIE Henrique Luiz Roessler. Novo Hamburgo: Secretaria Municipal do Meio Ambiente – SEMAM, Prefeitura Municipal.
- NOVO HAMBURGO. 2014. Planos de Estudos de Ciências – Diretrizes Curriculares para os Anos Finais do Ensino Fundamental. Novo Hamburgo: Secretaria Municipal de Educação e Desporto – SMED, Prefeitura Municipal. 39 p.
- PRADO, M.E.B.B. 2014. Pedagogia de projetos: fundamentos e implicações. In: ALMEIDA, M. E. de B.; MORAN, J. M. (Orgs.). 2005. Integração das tecnologias na educação. Brasília: Secretaria

de Educação à Distância, Ministério da Educação. In: Salto para o futuro-TVE Brasil. Disponível em: <http://www.tvebrasil.com.br/salto>. Acesso em 30 de Setembro de 2014.

SANQUETTA, C.R. (org.). 2008. Manual para instalação e medição de parcelas permanentes nos biomas Mata Atlântica e Pampa. Curitiba, Rede-MAP.

SCHLEMMER, E. 2001. Projetos de Aprendizagem baseados em problemas: uma metodologia integracionista/construtivista para formação de comunidades em Ambientes Virtuais de Aprendizagem. Revista Colabora, Curitiba, 1(1): 04-11.

WEISHEIMER, C.; MAUHS, J.; SAUL, A.F.P. 1996. Plano de Manejo do Parque Municipal Henrique Luiz Roessler – Parcão. Novo Hamburgo: Secretaria Municipal de Meio Ambiente-SEMAM, Prefeitura Municipal, não-paginado.

Projeto de metodologia para o controle de *Lithobates castesbeianus* (rã-touro) na Área Protegida con Recursos Manejados Humedales de Santa Lucía do Uruguai

Marcelo Iturburu *

*Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA),
Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA), Uruguay*
* marceloiturburu@mvotma.gub.uy

PALAVRAS-CHAVE: *Lithobates castesbeianus*, rã-touro, rana toro, manejo adaptativo, controle, erradicação

INTRODUÇÃO

As invasões biológicas mediadas pelo homem (sendo espécies introduzidas acidental ou intencionalmente) são reconhecidas como a segunda causa de perda de habitat, fragmentação da paisagem e ameaça à biodiversidade. No Uruguai, há 42 espécies exóticas invasoras acordadas pelo Comitê Nacional de Espécies Exóticas Invasivas (DINAMA, 2015). *Lithobates castesbeianus* (rã-touro), anfíbio de grande porte e hábitos aquáticos, nativos do leste da América do Norte, considerada uma das 100 espécies invasoras mais prejudicial por causa de seu impacto ecológico (Lowe et al., 2000), poderia ser erradicada no Uruguai. Esta espécie foi introduzida no Uruguai em 1991 (Mazzoni e Carnevia, 1992) com o objetivo de produzir carne de rã-touro. Em algumas áreas onde anteriormente havia incubatórios comerciais, os habitantes locais apontam para espécimes de rã-touro vistos fora das instalações. As primeiras evidências que aparecem nos locais onde está invadindo o Uruguai, já mostram efeitos negativos nas comunidades nativas (Cortizas, 2014; Gobel, 2013; Laufer et al., 2017, 2008; Laufer e Gobel, 2017). No entanto, essa invasão difere de muitas outras em um aspecto importante, sendo detectada em um estágio inicial. Em 2005, a primeira população feroz foi registrada em Rincon de Pando (Laufer et al., 2008), mais duas populações foram detectadas em Soriano e Cerro Largo (Laufer et al., 2009) e em 2016 outra população foi observada em Maldonado. Recentemente (março de 2018) um novo local de invasão foi detectado em uma propriedade privada na área de Los Cerrillos, dentro da Área Protegida con Recursos Manejados Humedales de Santa Lúcia do Uruguai. A partir de um manejo adaptativo, são apresentados os primeiros resultados da aplicação de quatro metodologias que permitirão definir uma metodologia eficiente que possa ser replicada com sucesso nos 32 corpos de água invadidos pela espécie no Uruguai.

METODOLOGIA

A área de estudo, Los Cerrillos, corresponde a paisagens das planícies fluviais e da costa sudoeste do país, bem como a suas espécies características. É um local que cobre uma porção do rio Santa Lucia antes de sua foz no Rio da Prata. As margens deste rio, assim como a dos afluentes, coincidem com a área de maior prioridade

para conservação e com os ecossistemas ameaçados por sua baixa distribuição no país. Nesta área, a Área Protegida com Recursos Gerenciados de Áreas Úmidas de Santa Lúcia está parcialmente localizada. Nesta área, existiam anteriormente 2 “cenários” nas proximidades da Rota 36, quilômetro 29.500, e em um raio de 4 quilômetros foram detectados 7 corpos d’água artificiais (“tajamares”) invadidos em fazendas particulares de 4 produtores rurais. Para a avaliação de diferentes metodologias de controle físico (eliminação de espécimes) e validação das mais eficazes a serem replicadas em outros locais invadidos, o processo foi dividido em 5 etapas: 1) Avaliação ecológica e enquadramento legal da área invadida; 2) Revisão das melhores metodologias de controle e avaliação de sua aplicabilidade às condições do Uruguai; 3) Definição e aplicação de critérios para a seleção de locais (corpos de água invadidos) onde ações de controle serão aplicadas; 4) Obtenção de autorizações legais perante o Estado (Dinama, Mvotma), acadêmico: Comissão de Ética para Uso de Animais e Proprietários de terras (produtores afetados) e 5) Avaliar a eficácia (número de indivíduos capturados) e eficiência (esforço de captura) das diferentes técnicas aplicadas. Dos 7 corpos de água invadidos, foram selecionados aqueles cujos proprietários possuíam atividades produtivas (pecuária e produção de frutas). De acordo com a revisão de literatura e o arcabouço legal do Uruguai, foram selecionadas quatro metodologias de controle: extração manual, rede de arrastro, armadilha de queda e coleta reprodutiva, aplicadas em 6 dias úteis (06, 13 e 27 de fevereiro, 04 e 10 de abril e 17 de maio de 2019). Para a avaliação dessas atividades, foi estabelecido um monitoramento permanente e um registro detalhado que incluiu o número de indivíduos coletados de acordo com a fase de desenvolvimento e a estrutura da brigada de controle foi a mesma (4 membros e 4 horas de trabalho efetivo) com o objetivo de estabelecer parâmetros comuns de medição, eficácia das técnicas e esforço de amostragem.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área de Los Cerrillos constitui um local de prioridade muito alta para a conservação (MVOTMA, 2015), portanto é essencial evitar o avanço da invasão de *L. castesbeianus*, devido à presença de espécies prioritárias para conservação e ao perigoso estado de conservação de espécies nativas. A estrutura legal do Uruguai determinou que, antes de executar qualquer ação, era necessário gerenciar autorizações: 1) A Lei da Vida Selvagem (Lei 16.320), concede competência ao Estado (Direção Nacional do Meio Ambiente) para administrar e regular o uso da vida selvagem, foram obtidas as licenças de caça e coleta científica; 2) O endosso da Comissão de Ética no Uso de Animais, para a caça e coleta científica da Instituição onde foi realizada a eutanásia das cópias; e 3) A autorização dos proprietários da terra. A biologia das espécies indica que *L. catesbeianus* tem hábitos de hibernação durante os meses com fotoperíodo curto e baixas temperaturas (maio a agosto), os adultos tendem a se esconder em cavernas, tocas, etc. Como refúgio, reativam o metabolismo no início da primavera. Em 18 de setembro de 2019, com temperatura de 18°C, a presença de adultos é novamente detectada após 4 meses de ausência de atividade. Recomenda-se que a captura de adultos e jovens seja iniciada no início da primavera. Para as

larvas, porque sua dinâmica de metamorfose é lenta (aproximadamente de um ano e meio a dois anos), elas podem ser capturadas ao longo do ano. Sendo uma espécie fonte de proteína animal para consumo humano, foi estabelecido um protocolo de sacrifício (eutanásia) e a disposição final dos espécimes na coleção científica de anfíbios da Faculdade de Ciências da Universidade da República, garantindo a não comercialização e não consumo de espécimes, uma vez que não são animais cuja criação e assistência médica estejam sob controle e existe o risco de haver espécimes com problemas parasitários, toxinas, bactérias, etc. Todos os métodos aplicados foram eficazes de acordo com o estágio de desenvolvimento das espécies (rede de arrasto para extração larval, armadilhas de queda para extração juvenil). A rede de arrasto mais eficiente foi a coleta de 9.000 larvas, 2 juvenis e 2 adultos em 10 de abril e 1.500 larvas e 4 adultos em 17 de maio, em relação à extração manual (22 larvas, 5 metamorfos e 6 juvenis) em 06 de fevereiro 2019.

CONCLUSÃO

A eficácia do método para o controle de *L. catesbeianus* (rã-touro) depende da época do ano (para captura de adultos, 18°C foi o limiar de temperatura detectado) e do estágio de desenvolvimento em que a espécie é encontrada. As técnicas mais eficazes foram: rede de arrasto para extração de larvas de girinos e coleta de ovos (para o número de indivíduos coletados). A integração do método de captura de queda e da rede de arrasto permitiu maior eficiência.

LITERATURA CIENTÍFICA

ABER, A. 2012. Identificação de prioridades para o manejo nacional de espécies exóticas invasoras. MVOTMA, UNESCO, MAB, Comitê Nacional de Espécies Exóticas Invasoras, abril de 2016.

CORTIZAS, S. 2014. Respostas assimétricas de anuros nativos à invasão de sapos (Grau de Tese). Universidade da República, Área de Biodiversos. Manter Mus. Nat. Hist. Nat. Montevideu.

DINAMA (2015) Espécies exóticas invasoras no Uruguai. Disponível em <https://www.dinama.gub.uy/indicadores_ambiental/wpcontent/uploads/2016/01/Especies_exoticas_invasoras_en_el_Uruguay_2014.pdf>.

GOBEL, N. 2013. Efeitos comunitários da invasão do sapo *Lithobates catesbeianus* em Aceguá, Cerro Largo (Tese). Universidade da República, Área de Biodiversos. Manter Mus. Nat. Hist. Nat. Montevideu.

LAUFER, G.; CANAVERO, A.; NÚÑEZ, D.; MANEYRO, R. 2008. Invasão de sapo-boi (*Lithobates catesbeianus*) no Uruguai. Biol. Invasions 10, 1183-1189. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9178-x>.

LAUFER, G.; ARIM, M.; LOUREIRO, M. 2009a. Relatório de duas novas populações invasoras de Rana Toro no Uruguai.

LAUFER, G.; GOBEL, N. 2017. Degradação de habitats e invasões biológicas como causa da perda de riqueza de anfíbios: relato de caso em Aceguá, Cerro Largo, Uruguai. Phyllomedusa. J. Herpetol. 16, 289-293.

LAUFER, G.; GOBEL, N.; BORTEIRO, C.; SOUTULLO, A.; MARTÍNEZ-DEBAT, C.; SÁ, R.O. de. 2017. Status atual da rã-touro americana, *Lithobates catesbeianus*, invasão no Uruguai e exploração de infecção por chytrid. Biol. Invasões 1–7. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1540-z>.

LAUFER, G.; GOBEL, N.; SOUTULLO, A. 2018. Status de invasão do sapo-boi no Uruguai: progresso e perspectivas. In: BRUGNOLI, E.; LAUFER, G. (Eds). Ecologia, manejo e controle de espécies exóticas e invasivas no Uruguai, do diagnóstico à ação. Montevideu, MVOTMA / DINARA / CEEI.

LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S.; DE POORTER, M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp. First published as special lift-out in Aliens 12, December 2000. Updated and reprinted version: November 2004.

MAZZONI, R.; CARNEVIA, D. 1992. Ranicultura: Aspectos técnicos e econômicos de interesse para sua implementação. INAPE - Informação Técnica Nº 40 MVOTMA (2015) Plano Estratégico do Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) 2015-2020. Rede Física de Locais de Interesse SNAP. Informação detalhada Los Cerrillos, Pantanaís de Santa Lucía, K28. Disponível em: https://www.dinama.gub.uy/oan/documentos/K28_Los-Cerrillos_Humedales-de-Santa-Luc%C3%ADa.pdf.

Subsídios para a gestão da invasão de *Oreochromis niloticus* em um complexo lagunar costeiro

Ana Paula da Silva Alves

*Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, RS, Brasil
anapaulasilvaalves@outlook.com.br*

PALAVRAS-CHAVE: tilápia-do-nilo, introdução, espécies exóticas invasoras, gestão costeira integrada

INTRODUÇÃO

A aquicultura tem sido usada como exemplo para ilustrar a crescente crise de introdução e estabelecimento de espécies exóticas invasoras no mundo. É a principal razão para a introdução de espécies de peixes em diferentes países. Dos 1.205 registros de introdução para fins de aquicultura, 50% são estabelecidos na natureza (FAO, 2019). A utilização dessas espécies tem sido o método mais comum no desenvolvimento da atividade, já que a maioria possui grande potencial produtivo. Porém, tal prática traz também um alto potencial de impactos ambientais, uma vez que a introdução de espécies é considerada a segunda maior causa da perda de biodiversidade (Agostinho et al., 2007). A espécie mais cultivada no Brasil é a tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e no estado do Rio Grande do Sul ainda que tenham registros sobre dessa espécie na região costeira (Braun et al. 2003, Garcia et al., 2004, Milani; Fontoura 2007, LEAL et al. 2009, Troca et al., 2012, Becker et al., 2013, Machado et al., 2015), não haviam até o momento, registros científicos indicando o seu estabelecimento. Neste sentido, esta pesquisa documenta a presença da espécie na planície costeira desse estado, a fim de subsidiar ações de controle sob um enfoque de gestão integrada. Adota-se como estudo de caso a Lagoa do Marcelino, pertencente ao complexo estuarino lagunar da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí (BHRT). Foram realizadas amostragens sazonais, permitindo avaliar o estágio de invasão da espécie no ambiente, através de análises gonadais, as quais verificaram a capacidade reprodutiva dos indivíduos, além disso, também foram aplicadas entrevistas a pescadores locais, com a finalidade de identificar a causa e os possíveis pontos de dispersão da espécie. Desse modo, objetiva-se fornecer subsídios ao processo de gestão costeira integrada como ferramenta para políticas de planejamento no contexto de espécies exóticas invasoras, em benefício à conservação da biodiversidade.

METODOLOGIA

Com o interesse de identificar a atual situação da ocorrência da tilápia-do-nilo, foram realizadas amostragens sazonais na Lagoa do Marcelino (29°53'10.4"S, 50°15'10.6" O), localizada no município de Osório no Rio Grande do Sul, a qual pertence ao complexo estuarino lagunar da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí. As coletas foram realizadas nos meses de setembro e novembro de 2017 e março de 2018 sendo correspondente aos períodos de inverno, primavera e verão. A diferença de

temperaturas correspondentes a cada estação foi importante para verificar a ocorrência da espécie e acompanhar o período de reprodução, uma vez que a tolerância abaixo de 11°C não é alcançada pela espécie e o seu período ideal de desova ocorre em temperaturas mais altas, conseqüentemente a sazonalidade foi uma questão essencial para analisar a presença da tilápia-do-nilo no ambiente. Foram empregadas diferentes artes de pesca, sendo utilizada rede arrasto para coletar indivíduos juvenis, tarrafas e redes de espera para indivíduos adultos. Os peixes coletados foram anestesiados com eugenol, armazenados em gelo e levados para o Laboratório de Ictiologia da FURG. Após as coletas foram realizadas triagens das amostras, onde os peixes foram identificados ao menor grau taxonômico possível. As amostras foram pesadas (P) e aferiu-se também os valores referentes ao comprimento total (Ct) e comprimento padrão (Cp) de cada indivíduo. Seguidamente, os peixes foram dissecados e retirou-se as gônadas para posteriormente processá-las histologicamente. As gônadas foram fixadas e analisadas histologicamente pelo protocolo de Beçake Paulete (1976). Para o alcance de dados específicos e perspectivas distintas sobre a problemática deste estudo, adotou-se a proposta de um modelo semiestruturado de entrevista, uma vez que estas combinam perguntas abertas e fechadas, onde o informante tem a possibilidade de discorrer sobre o tema proposto (Bonj; Quaresma, 2005). As entrevistas foram direcionadas aos principais atores envolvidos na temática, localizados na área de estudo, entre estes, foram entrevistados pescadores com experiência no complexo de lagoas e gestores representantes dos órgãos ambientais, entre eles FEPAM, EMATER e Secretaria do Meio Ambiente, Agricultura e Pecuária da cidade de Osório (RS).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O transporte de espécies invasoras tem como principal vetor, a ação humana (Ricciardi; Macisaac, 2010), principalmente para fins de cultivo. Como a pesca extrativista em excesso causou uma sobre-exploração nos recursos pesqueiros, o cultivo ganhou espaço, sendo assim, nas últimas décadas houve um grande incentivo à piscicultura no Brasil, principalmente utilizando a tilápia-do-nilo já que esta possui facilidade de cultivo e pacotes tecnológicos estabelecidos (Agostinho et al., 2007). Sendo assim, a espécie é amplamente utilizada e facilmente transportada para todas as regiões país. Quanto à introdução, esta etapa pode ser considerada intencional ou acidental. Neste caso, a provável introdução da tilápia-do-nilo na Lagoa do Marcelino, ocorreu acidentalmente devido à presença de açudes de piscicultura irregulares próximos a BHRT, que em período de chuva intensa sofrem transbordamento e conduzem os peixes para corpos d'água adjacentes. Desta forma foi superada a barreira do cativo, completando o primeiro estágio do processo de introdução. Para analisar a ocorrência do estágio seguinte, o estabelecimento, verificou-se a reprodução e conseqüente sobrevivência em ambiente natural, das 48 amostras gonadais dos 77 indivíduos triados para o processamento do material histológico verificou-se 34 indivíduos fêmeas e 14 machos. Como resultado da análise gonadal de ambos os sexos, todos encontram-se em fase sexualmente maduras. A partir desta análise, resulta-se a aptidão reprodutiva em 100% dos

indivíduos avaliados. Os resultados das entrevistas com os pescadores apontam para a introdução da tilápia-do-nilo em demais lagoas, admitindo que a espécie além de estabelecida na Lagoa do Marcelino está se dispersando para outras lagoas da BHRT, observando ainda que estas são interconectadas, fato que corrobora no processo de dispersão. Quanto aos gestores dos órgãos públicos representados nessa pesquisa, demonstraram desconhecimento quanto a invasão de Espécies Exóticas Invasoras (EEI) na BHRT, tanto pela falta de fiscalização como pela ausência na aplicação de estratégias voltadas a avaliação de riscos, monitoramento e manejo direcionados ao controle e erradicação de EEI. Além disso, o subsídio técnico prestado aos produtores não conta com nenhuma estratégia que estimule somente o cultivo de espécies nativas ou forneça conhecimento sobre os impactos de uma espécie de peixe invasora no ambiente natural.

CONCLUSÃO

A presença de *O. niloticus* na Lagoa do Marcelino é avaliada como estabelecida pois a espécie ultrapassou todas as barreiras do processo de invasão. A percepção dos pescadores aponta à provável dispersão em pelo menos quatro lagoas da BHRT. Como parte das ações de gestão integrada de EEI dos órgãos fiscalizadores, de assistência técnica, rural e social aqui representados, destaca-se a necessidade de compatibilizar as normativas legais à realidade ecológica e às demandas socioeconômicas.

LITERATURA CIENTÍFICA

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem, 501 p.

BECKER, F.; DE FRIES, L.C.C.; FERRER, J.; BERTACO, V.; LUZ-AGOSTINHO, K.; SILVA, J.; CARDOSO, A. 2013. Fishes of the Taquari-Antas river basin (Patos Lagoon basin), southern Brazil. *Brazilian journal of biology - Revista brasileira de biologia*, 73(1), 79–90.

BEÇAK, W.; PAULETTE, J. 1976. Técnicas de citologia e histologia. Rio de Janeiro: Livros técnicos e científicos. 305p.

BONI, V.; QURESMA, J. 2005. Aprendendo a entrevistar: como fazer entrevistas em Ciências Sociais. Revista Eletrônica dos Pós-Graduandos em Sociologia Política da UFSC. Vol. 2 nº 1 (3), janeiro-julho/2005, p. 68-80

BRAUN, A.S.; MILANI, P.C.C; FONTOURA, N.F. (2003). Registro da Introdução de *Clarias gariepinus* (Siluriformes, Clariidae) na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociência*, 11(1), 101–102.

FOOD AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAO. 2019. Cultured Aquatic Species Information Programme. *Oreochromis niloticus*. Disponível em: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis_niloticus/en. Acesso em: 06/05/2019.

GARCIA, A.M.; LOEBMANN, D.; VIEIRA, J.P.; BEMVENUTI, M.A. 2004. First records of introduced carps (Teleostei, Cyprinidae) in the natural habitats of Mirim and Patos Lagoon estuary (South Brazil). *Revista brasileira de Zoologia*, Curitiba, 21 (1): 157-159.

LEAL, M.; BREMM, C.; SCHULZ, U.H. 2009. Lista da ictiocenose da acia do Rio dos Sinos, sul do Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, 35(2): 307-317.

MACHADO, R. et al. 2015. Ocorrência de peixes não nativos no Sistema estuarino Lagunar de Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil, p. 36–42. R. Eletr. Cient. Uergs, Porto Alegre, v.1, n.1, p.36-42, dez. 2015

MILANI, P.C.C.; FONTOURA, N.F. 2007. Diagnóstico da pesca artesanal na Lagoa do Casamento, sistema nordeste da laguna dos Patos: uma proposta de manejo. *Biociência*, 15(1), 82–125.

TROCA, D.F.A.; LEMOS, V.M.; VARELA JR., A.S.; VIEIRA, J.P. 2012. Evidence of reproductive activity of the invasive common carp *Cyprinus carpio* (Teleostei: Cyprinidae) in a subtropical coastal system in southern Brazil. *Bioinvasion Records* 1(4) 289-293. doi:10.3391/bir.2012.1UN.DESA.PopulationsDivision. 2017. World Population Prospects. Disponível em: https://esa.un.org/unpd/wpp/Publications/Files/WPP2017_KeyFindings.pdf. Acesso em: 9 de ago de 2017.

Presença e proposta de manejo da espécie invasora *Micropterus salmoides* (Centrarchiformes: Centrarchidae) na Reserva Particular do Patrimônio Natural Pró-Mata, Rio Grande do Sul, Brasil

Giulia Fabbri^{1*}, Alessandra Bono¹, Pablo Lehmann Albornoz¹

¹ Laboratório de Ictiologia da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS,
São Leopoldo, RS, Brasil. * giuliaffabbris@gmail.com

PALAVRAS-CHAVE: black-bass, *Jenynsia lineata*, exótico

INTRODUÇÃO

A Reserva Particular do Patrimônio Natural Pró-Mata, em seus 3.103,88 ha, abriga alta diversidade de espécies animais e vegetais. Os ecossistemas pertencentes a este centro de conservação representam uma considerável parte das florestas nativas do Estado tombadas pela UNESCO e compondo a Reserva de Biosfera da Mata Atlântica. A disseminação das espécies exóticas invasoras, como o pínus, eucalipto e a abelha *Apis melífera* nesses ambientes, tem sido uma das principais causas da perda da biodiversidade devido a sobreposição de nicho trófico. Reconhecida como *hotspot*, esta área abriga uma vasta riqueza filogenética e, como qual, merece ser preservada. Em vista disso, o presente trabalho tem como objetivo alertar sobre a problemática e propor um conjunto de alternativas para o manejo da espécie exótica *Micropterus salmoides* a fim de preservar a fauna nativa e controlar possíveis translocações e aumento da invasão na região. O peixe black-bass, *Micropterus salmoides*, é considerado uma das 100 espécies mais invasoras do planeta segundo a IUCN, altamente voraz, com alto grau adaptativo e presente no Pró-Mata. Com base nisso, nota-se a necessidade da formulação de um plano de manejo para retirá-los dos ecossistemas aquáticos e evitar que espécies nativas sejam extintas deste local.

METODOLOGIA

Micropterus salmoides teve a sua presença registrada no Pró-Mata nos anos de 2012 e 2013. Os espécimes foram capturados com rede feiticeira, eutanasiados com eugenol (10%), fixados em formol (10%) e conservados em álcool (70%), durante atividades acadêmicas de Campo. Estão depositados na coleção de referência do Laboratório de Ictiologia da UNISINOS sob os números de catálogo: UNICTIO 556 e UNICTIO 1735. A metodologia proposta para a sua remoção, consistiria na coleta dos exemplares no lago grande no Pró-Mata através da instalação de 10 redes de espera, em diferentes locais do lago e de preferência próximos à vegetação marginal (já testada no local e considerada efetiva para a captura desta espécie), e alternativamente pode ser utilizada a pesca com isca artificial. Os espécimes coletados serão eutanasiados com eugenol (10%), fixados em formol (10%) e mantidos em álcool (70%). Dados de comprimento total (CT) e o conteúdo estomacal serão analisados. O manejo ocorrerá no lago grande do Pró-Mata com o auxílio de pessoal capacitado na área da ictiologia para retirar os indivíduos de *Micropterus*

salmoides do local. Os peixes retirados poderão ser depositados na coleção do Laboratório de Ictiologia da Unisinos. Da mesma forma, podem ser realizadas coletas na margem do lago, no intuito de capturar espécimes da espécie nativa *Jenynsia lineata*, e corroborar ou não o desaparecimento desta população do lago, e da qual se tem registros históricos de ocorrência.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Por ser um peixe predador, o *Micropterus salmoides* tem contribuído para uma clara diminuição no número populacional de outras espécies de peixes de pequeno porte como o barrigudinho *Jenynsia lineata*, a qual teve seu último registro de coleta no Pró-Mata em 2002. Acredita-se que a espécie exótica invasora tenha sido introduzida na localidade anteriormente a criação da RPPN, e por ter disponibilidade de alimento e um ambiente favorável para a espécie, conseguiu se estabelecer. Por ser uma espécie exótica invasora, o black bass aparenta não possuir predador potencial, gerando a problemática ambiental em questão. Desta forma, planos de manejo e remoção são de extrema importância para controlar a invasão dessas espécies a fim de evitar o desequilíbrio ambiental pela diminuição da biodiversidade local, assim como, evitar a possível translocação desta espécie a outros sistemas lóticos ou lênticos da região.

CONCLUSÃO

A importância da RPPN Pró-Mata para a fauna de peixes, se dá principalmente por abrigar as nascentes de rios importantes da região como os das drenagens dos rios Maquiné e Três Forquilhas. O plano de manejo da RPPN aborda brevemente sobre a fauna ictiológica presente no lago, sem mencionar a espécie invasora no documento. Em suma, podemos concluir que a espécie invasora *Micropterus salmoides* representa um potencial foco de dispersão para outros sistemas aquáticos, assim como representa um grande risco para a perda de diversidade nativa de peixes, anfíbios e até aves na Reserva Particular do Patrimônio Natural Pró-Mata. Desta forma, é importante dar o alerta da ameaça desta espécie na região, e mais ainda em áreas de Conservação. Após a remoção sinérgica dos peixes, será mantido um controle periódico no lago a fim de garantir que todos os indivíduos de *Micropterus salmoides* sejam removidos, reduzindo a possibilidade de translocação ou dispersão, assim como contribuir ao estabelecimento ou recuperação de espécies nativas impactadas pelo black bass.

LITERATURA CIENTÍFICA

BERTOLETTI, J.J.; TEIXEIRA, M.B. Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata: termo de referência. Edipucrs, 1995.

FALLEIROS, R.M.; ZENNI, R.D.; ZILLER, S.R. Invasões biológicas de peixes: um assunto urgente. 2007.

PARA, P.D.E.E.I.; DO SUL, A.A. 2007. Modelo para o desenvolvimento de uma estratégia nacional para espécies exóticas invasoras.

SIEPKER, M.J. et al. A review of the effects of catch-and-release angling on black bass, *Micropterus* spp.: implications for conservation and management of populations. Fisheries Management and Ecology, v. 14, n. 2, p. 91-101, 2007.

Metodologia integrada de elaboração de Plano de Ação para Controle e Erradicação de javalis (*Sus scrofa*) no Parque Estadual Fritz Plaumann, Concórdia, Santa Catarina

Vilmarice Soligo da Silva ^{1*}, Elaine Zuchiwschi ¹, Giorgia Freitas Alves ¹, Luthiana Carbonell dos Santos ¹, Marcos Eugenio Maes ¹, Vanessa Moraes Nunes ¹, Carlos Salvador ², Marcos Tortato ², Diego R. T. Severo ³, Virginia Santiago⁴, Murilo Anzanello Nichele⁵, Rafael Leão⁵, André Leão⁵, João Vogt de Goez⁵

¹ Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina – IMA, Florianópolis, SC, Brasil.

* vilmarice_silva@ima.sc.gov.br

² Cooperativa Caipora, Florianópolis, SC, Brasil.

³ Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina – CIDASC, Florianópolis, SC, Brasil.

⁴ Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC, Brasil.

⁵ ECOPEF, Concórdia, SC, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: javali, *Sus scrofa*, plano de ação, Fritz Plaumann

INTRODUÇÃO

A espécie javali (*Sus scrofa*), nativa da Europa, Ásia e norte da África, foi introduzida em praticamente todos os países, seja na forma do porco doméstico, na forma selvagem ou uma mistura dos dois. O javali tem capacidade de adaptar-se a uma diversidade de ambientes, sejam campos ou florestas, e reproduz-se rapidamente em condições favoráveis (SANTA CATARINA, 2016). Causa danos severos a cultivos agrícolas e ao subosque de florestas, impacta espécies nativas e pode ser reservatório de doenças que podem afetar animais selvagens, animais de criação e pessoas (SANTA CATARINA, 2016). No Brasil, a invasão de javalis começou no início dos anos 90, a partir da fronteira com o Uruguai, que resultou em uma expansão lenta e restrita aos municípios do extremo sul do país (Deberdt e Scherer, 2007; Pereira Neto et al., 1992; Salvador, 2012). No entanto, este fenômeno foi acompanhado pelo interesse na produção e caça de javali de forma que a espécie deu saltos geográficos e em um grande número de municípios sem conexão, passando para a serra gaúcha, São Paulo e Bahia em menos de uma década (BRASIL, 2017). Os javalis estão presentes em 22 dos 27 Estados do Brasil, distribuídos em 1151 municípios; no estado de Santa Catarina foram relatados em 62 dos 295 municípios (MAPA, 2019). Em janeiro de 2015, foram identificados os primeiros vestígios de javalis na parte insular do Parque Estadual Fritz Plaumann, em Santa Catarina (Salvador et al., 2019). Entre 2017 e 2018, com objetivo de elaborar um Plano de Ação para Controle e Erradicação de javali no Parque Estadual Fritz Plaumann, foi desenvolvido um Plano Emergencial, a partir de uma metodologia integrada que envolveu diagnóstico populacional, identificação de vias e vetores de entrada e ações de controle. Este trabalho pretende apresentar a contribuição de cada uma das etapas do projeto na elaboração do Plano de Ação.

METODOLOGIA

O Parque Estadual Fritz Plaumann está localizado no município de Concórdia, oeste de Santa Catarina, e foi criado em 2003 como compensação à criação da Usina Hidrelétrica de Itá, às margens do Rio Uruguai. A área total é de 741,6 ha, com duas glebas, sendo uma delas uma ilha fluvial no reservatório da hidrelétrica (256 ha). As atividades de campo se iniciaram em novembro de 2017 e finalizaram em novembro de 2018. Para o desenvolvimento do projeto, contou-se com o Acordo de Cooperação Técnica entre o Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina e a OSCIP ECOPEF (Equipe Co-gestora do Parque Estadual Fritz Plaumann), sendo que esta organização firmou Termo de Cooperação Técnica junto a Caipora Cooperativa e EMBRAPA Suínos e Aves. Após firmada a cooperação técnica, foram convidados outros parceiros para compor a equipe de execução, como a CIDASC e o 20º Batalhão da Polícia Militar Ambiental em Concórdia. Na etapa de diagnóstico populacional, foram realizadas vistorias a campo para identificar locais de uso através de vestígios de javalis na parte terrestre e insular do Parque e entorno. A distribuição espacial e temporal dos javalis foi avaliada de forma sistemática por meio do uso de armadilhas fotográficas (Tomas e Miranda, 2003). Os javalis registrados nas armadilhas fotográficas foram contabilizados considerando: número de indivíduos por registro fotográfico, características morfológicas (tamanho corpóreo, sexo, coloração e marcas naturais), distância entre os pontos de instalação das armadilhas em função do horário de registro (adaptado de Rowcliffe et al., 2008). Na etapa de captura e controle foram instaladas, nos locais com maior uso por javalis, quatro armadilhas de captura viva, tipo curral. As armadilhas foram mantidas cevadas ininterruptamente durante todo o período em que estiveram instaladas. Somente durante as sessões de captura a porta era armada para captura. As sessões de captura e remoção letal de javalis tiveram duração de cinco dias/mês, durante 10 meses. Para a identificação de vias e vetores no Parque foram utilizadas informações obtidas nas vistorias a campo e foram realizadas entrevistas informais com atores sociais locais, especialmente moradores do entorno da UC e de comunidades rurais próximas, assim como os dados de mais de 10 anos de monitoramento de fauna do Parque. A partir das informações obtidas foi possível elaborar um Plano de Ação para o Parque, tendo como referência o Plano de Ação Nacional do Javali (BRASIL, 2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No Parque foram encontradas pegadas e vestígios de javalis apenas na parte insular. A partir da análise dos dados das armadilhas fotográficas (esforço amostral de 684 armadilhas-dia e 3.219 registros fotográficos no período de nov/2017 a set/2018), e dos dados dos javalis capturados (esforço de captura de 176 armadilhas-dia, de fev. a nov./2018), estimou-se uma população de 13 javalis adultos no início do projeto, sendo que ao final do projeto, após o esforço de remoção (captura de 32 indivíduos), a estimativa finalizou em 9 javalis remanescentes, dos quais 5 pertencem ao grupo inicial e os outros 4 nasceram ao longo do projeto. A grande maioria dos indivíduos capturados nasceram na ilha (75%), com idades inferiores à 3,5 meses e peso entre 4-22 kg. A partir das entrevistas identificou-se que a introdução de javalis no Parque foi

intencional, com fins cinegéticos, entre 2013 e 2014, a partir do Distrito mais próximo da ilha. Com estas informações, desenhou-se o Plano de Ação, que está estruturado em objetivos geral e específicos e uma Matriz de Planejamento que apresenta para cada objetivo específicos ações, produtos, tempo de execução, responsáveis e colaboradores. Os objetivos específicos foram agrupados em quatro temas em conformidade com o PAN Javali, dos quais três são centrais: prevenção, monitoramento e controle; o quarto objetivo se refere a ações fundamentais para que os objetivos centrais sejam efetivados, tais como coordenação, capacitação e informação. O diagnóstico permitiu avaliar a possibilidade de erradicação de javali no Parque. No entanto, as áreas do entorno do Parque já estão contaminadas e o vetor de introdução não está controlado (e.g., caçadores furtivos). Desta forma, objetivos e ações de prevenção contra reinvasão também foram considerados. A mesma situação exigiu ainda objetivos de controle diferentes dentro e fora da unidade, com ações focadas na erradicação no interior do Parque e controle e mitigação em áreas estratégicas do entorno. A busca por erradicação dentro da UC deverá buscar outros métodos mais específicos para complementar o esforço por armadilha tipo curral, o qual mostrou-se mais útil para captura de filhotes e jovens, como o abate por espera (com ceva), abate por esbarro (encontro eventual) ou por perseguição, diante do reduzido número de indivíduos remanescentes, sendo a maioria adultos, o que torna a captura mais difícil.

CONCLUSÃO

A elaboração do Plano de Ação para Controle e Erradicação de javalis (*Sus scrofa*) no Parque Estadual Fritz Plaumann a partir de metodologia integrada que envolveu ações de estimativa populacional, identificação de vias e vetores de introdução e controle, possibilitou a redução da população de javalis no local, uma visão ampla da problemática, o que possibilitou a indicação de diferentes métodos, a fim de proporcionar melhores condições para captura, adequados às condições do local.

LITERATURA CIENTÍFICA

BRASIL. 2017. Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Javali (*Sus scrofa*) no Brasil. Anexo a Portaria Interministerial MMA/MAPA N.º 232 de 28 de Junho de 2017. Diário Oficial da União N.º 214, seção 1, pp. 111, de 8 de novembro de 2017. Disponível em:

https://www.ibama.gov.br/index.php?option=com_content&%20view=article&id=546&Itemid=781.

DEBERDT, A.J.; SCHERER, S.B. 2007. O javali asselvajado: ocorrência e manejo da espécie no Brasil. *Natureza & Conservação*, 5(2): 31–44.

MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2019. Percepção da ocorrência de suínos asselvajados no Brasil. In: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/saude-animal-e-vegetal/saude-animal/programas-de-saude-animal/arquivos-programas-sanitarios/PercepodaocorrnciadesunosasselvajadosMAPA2019.pdf.png>. Download em: 14 de outubro de 2019.

PEREIRA-NETO, O.A.; RIET-CORREA, F.; MÉNDEZ, M.D.C. 1992. Javali: um predador a ser evitado no Rio Grande do Sul. In: SCHILD, A.L.; RIET-CORREA, F.; MÉNDEZ, M.D.C.; FERREIRA, J.L.M. (Eds.). Laboratório Regional de Diagnóstico: Doenças diagnosticadas no ano de 1991. Pelotas, Editora Universitária.

ROWCLIFFE, J.M.; FIELD, J.; TURVEY, S.T.; CARBONE, C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45:1228–1236.

SALVADOR, C.H. 2012. Ecologia e manejo de javali (*Sus scrofa* L.) na América do Sul. [S.l.]: Ph.D. Thesis. Rio de Janeiro: Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 152p.

SALVADOR, C.; TORTATO, M.; SEVERO, D.; SILVA, V.; NICHELE, M.; LEÃO, R.; LEÃO, A.; GOEZ, J.; SILVA, V.; ZUCHIWSCHI, E.; NUNES, V.; ALVES, GIORGIA. 2019. First attempt to eradicate wild boar (*Sus scrofa*) in a protected area in Brazil. In: Anais do 34th Congress of the International Union of Game Biologist. p.103–104. Kaunas: International Union of Game Biologist. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/335564336_First_attempt_to_eradicate_wild_boar_Sus_scrofa_in_a_protected_area_in_Brazil.

SANTA CATARINA. Fundação do Meio Ambiente (FATMA). 2016. Lista comentada de espécies exóticas invasoras no estado de Santa Catarina: espécies que ameaçam a diversidade biológica / Sílvia R. Ziller (consultora). Florianópolis, FATMA.

TOMAS, W.M.; MIRANDA, G.H.B. de. 2003. Uso de equipamento fotográfico automático em levantamentos populacionais. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (eds.) Anual Brasileiro em Biologia da Conservação. Smithsonian Institution Press.

Manejo e destinação de animais silvestres exóticos invasores atendidos para recuperação em estabelecimentos credenciados no Rio Grande do Sul

Fernanda Golin Panisson ^{1*}, Tiago Dosciatti dos Reis ¹, Juliana Aquino Pletsch ²

¹ *Ciências Biológicas da Universidade de Caxias do Sul – UCS, Caxias do Sul, RS, Brasil.*

**fgpanisson@ucs.br*

² *Médica Veterinária do Jardim Zoológico da UCS e docente do Curso de Medicina Veterinária da UCS, Caxias do Sul, RS, Brasil.*

PALAVRAS-CHAVE: biodiversidade, impactos, soltura, animais exóticos

INTRODUÇÃO

A biodiversidade corresponde a riqueza e a equitabilidade presente em um determinado local e tempo, podendo ser indicadora da estabilidade de um dado ecossistema. Segundo o MMA, o Brasil é a nação com maior biodiversidade do planeta, constituindo 20% do número total de espécies, devido às suas zonas biogeográficas distintas. Entre os principais fatores que alteram os ecossistemas atualmente, está a introdução de espécies exóticas. De acordo com o Tratado de Animais Selvagens, nosso país, apesar de toda a riqueza nativa, utiliza espécies exóticas na maioria das atividades econômicas nacionais, além disso, o uso de pets exóticos não convencionais facilita a introdução e invasão de novas espécies. Naturalmente, as espécies enfrentam limites geográficos que impedem a expansão da sua área de ocorrência, o ser humano ao transportar essas espécies, transpõe barreiras biogeográficas e facilita a colonização de novos ambientes, nestes novos locais as espécies introduzidas podem prosperar, se tornando potencialmente invasoras, podendo causar além dos danos ambiental, danos econômicos. No Brasil, foram identificadas pelo Departamento de Conservação e Manejo de Espécies do Ministério do Meio Ambiente neste ano, 365 espécies exóticas potencialmente invasoras no Brasil em 2019. Em 2010, a The Nature Conservancy projetou um prejuízo anual de 1,4 trilhões de dólares pelos estragos gerados pelos animais exóticos invasores no mundo. Entre os animais atendidos pelos estabelecimentos que recebem animais silvestres para recuperação e destinação atualmente no Rio Grande do Sul, se apresentam animais exóticos e animais exóticos invasores, Ainda não existem normas claras estabelecidas pelos órgãos ambientais, dificultando o trabalho de estabelecimentos que já atendem a fauna silvestre, referente ao atendimento e destinação de animais exóticos, incluindo as espécies invasoras. O trabalho busca conhecer as indicações presentes em lei atualmente, a fim de entender mais como funciona este processo.

METODOLOGIA

Com a ocorrência de espécies silvestres exóticas invasoras no RS, relatos e visualizações, sabe-se que ocorre o resgate desses animais quando feridos ou debilitados. A fim de entender como seria a forma correta de manejar animais

silvestres exóticos e esclarecer as instruções legislativas e governamentais para encaminhamento, quando resgatados ou recebidos pelos estabelecimentos credenciados no RS para recuperação e soltura, fizemos uma revisão bibliográfica na legislação vigente e nos materiais governamentais relacionados. Inicialmente fez-se uma análise das indicações da Instrução Normativa nº 179, de 25 de junho de 2008, que trata sobre as diretrizes e procedimentos para destinação dos animais de fauna nativa e exótica apreendidos, resgatados ou entregues voluntariamente, a partir dela foi analisado também todas as publicações referentes ao tema para sua justificação, elaboração e instrução, entre outros documentos legislativos e governamentais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram analisados documentos legislativos e governamentais, e a partir deles são indicados os seguintes como mais relevantes. A Instrução Normativa nº 179, de 25 de junho de 2008 trata sobre as diretrizes e procedimentos para destinação dos animais de fauna nativa e exótica, no qual determina que o espécime da fauna silvestre exótica não poderá, sob hipótese alguma, ser destinado para o retorno imediato à natureza ou soltura. Tráz também que o animal poderá ser destinado às instituições para fins de utilização em pesquisa, treinamento ou ensino, mediante aprovação da superintendência (SUPE), e o animal com comprovado potencial de causar danos à saúde pública, agricultura, pecuária, fauna, flora ou aos ecossistemas poderá ser submetido ao óbito, desde que previamente avaliados pela SUPE. A Lei nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967 e o Decreto nº 3.179, de 21 de setembro de 1999 informam que nenhuma espécie poderá ser introduzida no país, sem parecer técnico oficial favorável e licença expedida na forma da lei ou sem autorização do órgão ambiental competente, e impõem penalidade de multa caso ocorra. A Portaria SEMA nº 79, de 31 de outubro de 2013, Art. 5º impõem que mesmo que a espécie invasora já esteja presente no estado, sua criação, cultivo, introdução, liberação, soltura ou disseminação sem autorização dos órgãos ambientais competentes é proibida. A mesma portaria ainda salienta no Art. 8º a proibição destas espécies em planos de recuperação de fauna e flora de áreas degradadas. A Instrução Normativa N.º 03/2013, de 31 de janeiro de 2013 prevê o abate do javali (*Sus scrofa*) no território nacional, porém essa é a única autorização de controle populacional relacionada à uma espécie hoje existente. A Resolução CONABIO nº 05, de 21 de outubro de 2009, que institui a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras, busca solucionar distorções, e assim institui que são necessárias ações intersetoriais, interinstitucionais e multidisciplinares, onde a prevenção, erradicação, controle e monitoramento são fundamentais e exige o envolvimento e a convergência de esforços dos diferentes órgãos de governo envolvidos. Na mesma Resolução, estão previstas duas metas para 2020, a Meta de Aichi 9 da CDB que propõe controle ou erradicação, e a Meta 15.8 dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, que propõe evitar a introdução e reduzir o impacto de espécies exóticas invasoras em ecossistemas terrestres e aquáticos.

CONCLUSÃO

Os instrumentos analisados não têm indicações claras do que fazer com animais silvestres exóticos invasores recebidos pelos estabelecimentos para recuperação e soltura. A partir disso, será aplicado um questionário com os estabelecimentos do RS para verificar quais os processos hoje feitos, para entendimento e sugestão de instruções padronizadas, de forma que o manejo de espécies exóticas seja eficaz para seu controle e redução dos impactos econômicos e ambientais no Rio Grande do Sul.

LITERATURA CIENTÍFICA

IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. In: <www.ibama.gov.br/>. Acesso em 26 Ago 2019.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. In: <www.mma.gov.br>. Acesso em 19 Ago 2019.

RS BIODIVERSIDADE. O projeto RS Biodiversidade: O que é. Disponível em: www.biodiversidade.rs.gov.br/portal/index.php?acao=secoes_portal&id=1&submenu=1. Acesso em: 24 Out 2019.

PROJETO PRÓ-ESPÉCIES: Todos contra a extinção. Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras. Ministério do Meio Ambiente, 2019.

INSTITUTO HÓRUS. 2016. Estratégias e políticas públicas para o controle das espécies exóticas invasoras. Consultoria técnica de Sílvia Ziller. 1a. ed. - Porto Alegre: Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler.

CUBAS, Z. S.; SILVA, J. C. R.; CATÃO-DIAS, J. L. (Org.). 2014. Tratado de animais selvagens: medicina veterinária. 2. ed. São Paulo: Roca; v. 2.

IBAMA, Instituto Brasileiro Do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa nº 179, de 25 de junho de 2008. Brasília: Diário Oficial da União.

IBAMA, Instituto Brasileiro Do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa nº 03/2013, de 31 de janeiro de 2013. Brasília: Diário Oficial da União.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. Decreto nº 3.179, de 21 de setembro de 1999. Brasília: Diário Oficial da União.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. Lei nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967. Brasília: Diário Oficial da União.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 7, de 29 de maio de 2018. Brasília: Diário Oficial da União.

Controle de pombos no Porto de Santos: uma etnografia das relações entre humanos e animais

Sarah Faria Moreno

*Doutoranda em Antropologia Social pela
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.
sarah.fmoreno@gmail.com*

PALAVRAS-CHAVE: pombos, controle, cidades, porto

INTRODUÇÃO:

Essa pesquisa trata das relações entre humanos e animais a partir do ponto de vista da antropologia, sobretudo do que se convencionou chamar de etnografia multiespécie (Kirksey e Helmreich, 2010). A presença dos animais na antropologia não é recente, embora tenha recebido novos olhares nas últimas décadas. Neste sentido, os animais estiveram muito presentes em etnografias por meio de seu aspecto simbólico, totêmico, de representação. Atualmente, todavia, animais também são compreendidos enquanto sujeitos que agem conjuntamente aos humanos no mundo. Foi então, a partir destes dois vieses acerca dos animais, que realizei esta pesquisa de mestrado em Antropologia Social, na Universidade Federal de São Carlos, a qual evidencia como os pombos são, simultaneamente, signos e agentes; como as classificações biológicas não bastam para compreender as relações entre pessoas e pombos, e como estas relações têm muito a dizer não apenas das classificações que são os pombos são colocados, mas ainda das disputas pelo espaço urbano e portuário e dos conflitos institucionais e políticos que ali se desenrolam. O objetivo geral desta pesquisa foi compreender as relações, sobretudo as controversas, que se entretecem entre os humanos, animais e instituições na cidade e Porto de Santos/SP a partir de um programa de controle de fauna sinantrópica nociva. Dentre esses sujeitos da controvérsia, compreendem-se os pombos e seus parasitos, as diversas cargas movimentadas no porto, a arquitetura da cidade e do porto como espaço de confronto e convívio entre os sujeitos, os trabalhadores de diversos setores portuários (CODESP, terminais de cargas, cais), prefeitura, população de Santos/SP, bem como as políticas de controle de animais considerados sinantrópicos nocivos, as barreiras instaladas e demais medidas adotadas para a realização do controle. Mesmo tratando-se de um contexto no litoral de São Paulo, tal pesquisa pode ser interessante aos estados do Sul, uma vez que pombos são aves ubíquas.

METODOLOGIA:

Realizei uma pesquisa qualitativa de cunho etnográfico (o que implica em observação participante, entrevistas e diálogos) entre março e julho de 2017 no Porto de Santos a fim de explorar a relação problemática entre os pombos, o porto e a cidade. Para compreender como se davam tais relações, acompanhei um programa de controle de fauna sinantrópica nociva (doravante, FSN), instituído pela autoridade portuária

Companhia Docas do Estado de São Paulo (CODESP). Este programa abarcava pombos, ratos, mosquitos, cães e gatos, sendo que cada qual possuía uma especificidade de práticas e técnicas. No caso dos pombos – meu interesse específico – o porto contava com uma empresa terceirizada responsável por realizar instalações de barreiras físicas, químicas e eletromagnéticas contra os pombos. Essas barreiras eram, basicamente, telas e redes, fios tensores, gel repelente, e um dispositivo que emitia ondas eletromagnéticas que causam desconforto aos pombos. Boa parte de minha pesquisa se consolidou já na primeira etapa de reconhecimento do território portuário, onde tive a oportunidade de conversar com trabalhadores, observar os pombos e demais animais considerados sinantrópicos nocivos, e obter explicações dos técnicos da Gerência de Segurança do Trabalho (GESET), responsável pelo programa de controle. Nesta etapa de reconhecimento territorial, acompanhei os técnicos da GESET em inspeções que averiguavam se as barreiras instaladas estavam em boas condições ou se necessitavam reparo, e ocorriam tanto nas dependências da própria CODESP como em terminais privados dentro do porto. Nos terminais, as inspeções seguiam um protocolo de demandar, se necessário, medidas ou reparos dos mesmos, os quais tinham um prazo para cumpri-lo; do contrário, sanções poderiam ser aplicadas. Além de acompanhar o programa na prática, dediquei um tempo para conhecer os acervos e bibliotecas da cidade e pesquisar registros sobre o porto e os pombos, onde pude descobrir como se deu a evolução do aumento da população das aves, bem como quando a cidade e o porto passaram, efetivamente, a se preocupar com esse aumento: ou seja, quando os pombos se tornam um problema, sugerindo que há uma historicidade – tal como feito pelo sociólogo Colin Jerolmak (2008), que pesquisou notícias publicadas em periódicos estadunidenses a fim de entender quando os pombos começaram a ser chamados de “ratos de asas”.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao acompanhar os técnicos nas inspeções, pude constatar que, de fato, as regiões que mais contavam com a presença dos pombos eram os terminais que movimentavam grãos e suas proximidades. No contexto portuário santista, pombos são considerados FSN, sob o mesmo entendimento da IN 141/06 do IBAMA – que regulamenta o controle e o manejo ambiental da FSN. Além de serem considerados FSN neste contexto, pombos também poderiam ser entendidos como exóticos invasores, se levarmos em consideração sua introdução no Brasil pelos portugueses (Sick, 2001:135). No entanto, parece que 500 anos é tempo suficiente para desconsiderar este aspecto “exótico invasor” dos pombos. Além disso, pela definição de exótico invasor, também é sugerido que estes causem impacto sobre a fauna nativa e, como os impactos dos pombos parecem ser maiores no que diz respeito aos humanos e às cidades (doenças, sujeira, danos à saúde pública, à arquitetura, à economia), isto parece colocá-los mais na categoria de sinantrópico, e não na de invasor – ao menos naquele contexto em específico. Ao conversar com trabalhadores, entendi o quanto os pombos podem ser reduzidos a suas fezes como sinônimo de sujeira, como um animal fora de lugar, que transgride as fronteiras entre natureza e cultura, bem como podem representar a iminência de um risco de doenças

desconhecidas ou ignoradas, mobilizando práticas de controle. Foi seguindo os pombos que descobri as relações hierárquicas dentro do porto e conflitos de poderes, envolvendo instituições privadas, estaduais e federais. Relações que têm os pombos em seu cerne, talvez mais na maneira com que estas aves “acionam” as autoridades, do que se apresentam fisicamente. Por vezes os pombos eram reduzidos às suas próprias fezes ou a um risco iminente e incerto de doença, o que me era mais apontado pelos trabalhadores portuários. Tais questões pareciam operar como uma face visível e invisível, respectivamente, dos pombos. Pombos são aves que convivem intensamente com os humanos em muitas partes do globo terrestre, servindo como seus mensageiros, como símbolo da paz ou como ícone religioso. Nas últimas décadas, no entanto, pombos parecem ter sido reduzidos, simplesmente, a uma praga urbana e potencial transmissor de doenças aos humanos, o que vem mobilizando políticas e programas de combate e controle por várias cidades do Brasil e do mundo.

CONCLUSÃO

Os significados dos pombos no Porto de Santos dizem muito respeito às disputas territoriais, aos conflitos e tensões hierárquicos e institucionais de poderes que estão em jogo dentro do porto, mas também fora dele, ao dizer sobre as categorias em que colocamos os animais – juridicamente, institucionalmente, biologicamente – e como estas autorizam ou proíbem ações, práticas, existências.

(Esta pesquisa contou com o fomento da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES)

LITERATURA CIENTÍFICA

IBAMA. Instrução Normativa nº 141, de 19 de dezembro de 2006: Regulamenta o controle e o manejo ambiental da fauna sinantrópica nociva.

JEROLMAK, C. 2008. How pigeons became rats: The Cultural-Spatial Logic of Problem Animals. *Social Problems*, vol. 55, n.1, p. 72–94.

KIRKSEY, S.E.; HELMREICH, S. 2010. The emergence of multispecies ethnography. *Cultural Anthropology*, v.25, issue 4, p. 545–576.

SICK, H. 2001. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.

Capítulo III – Monitoramento

O acompanhamento do desenvolvimento das espécies, sua distribuição no território, seu comportamento, são alguns dos temas principais quando falamos do monitoramento das espécies exóticas invasoras. Os estudos de monitoramento são um componente essencial para tornar o combate ao processo de invasão biológica efetivo e eficaz. Os dados do monitoramento também subsidiam uma melhor tomada de decisão, e representam, assim, um fator importante ao considerarmos o cenário desafiador instaurado pelas espécies exóticas invasoras.

Sistema Integrado de Manejo de Fauna

Graziele Batista ^{1*}, Juliana Junqueira ¹, Virgínia Santiago Silva ²,
Geordano Dalmedico ², Ivan Teixeira ¹, Raquel Sabaini ¹,
Rodrigo Dutra ¹, João Pessoa Moreira Júnior ¹

¹ Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, Brasília, DF, Brasil.

* graziele.batista@ibama.gov.br

² Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: javali, espécie exótica invasora, controle populacional, monitoramento

INTRODUÇÃO

O javali (*Sus scrofa*) consta na lista das 100 “piores” espécies exóticas invasoras do mundo (Lowe et al., 2000) causando diversos impactos ao meio ambiente (Barrios-Garcia e Ballari, 2012) e em plantações (Chauhan et al., 2009). O Sistema Integrado de Manejo de Fauna – SIMAF, instituído pela Instrução Normativa IBAMA nº 12/2019, é o sistema eletrônico utilizado para integrar as informações sobre o manejo de javali. Foi desenvolvido pela Embrapa Suínos e Aves e transferido para o IBAMA por meio de Acordo de Cooperação Técnica. O SIMAF é um sistema de informação e gestão que facilita o acesso do proprietário rural ou controlador para encaminhar as informações e documentos necessários para o controle de javalis. Anteriormente, as Declarações e os Relatórios de Manejo de javalis eram recebidas nas unidades do Ibama, entregues pessoalmente pelos controladores, e era extremamente moroso compilar as informações de todo país, dificultando a obtenção de informações atualizadas sobre a situação da invasão dos javalis e a elaboração célere de estratégias adequadas para orientar o manejo. Atualmente, é possível ter a informação em tempo real, por exemplo, sobre o número de autorizações de manejo emitidas, número de pessoas autorizadas, número de propriedades onde está sendo realizado o manejo, número de animais abatidos por método de manejo, período e localidade. A partir das informações disponíveis no SIMAF, será possível realizar inferências sobre estimativas populacionais, melhorar as informações sobre distribuição das populações, avaliar a eficácia dos métodos de manejo, acompanhar o esforço de controle nas áreas prioritárias para prevenção e controle populacional, subsidiar a tomada de decisão e medidas para aprimorar a gestão e reduzir os impactos causados por essa espécie. O objetivo deste trabalho é apresentar os dados do controle populacional de javalis obtidos a partir do SIMAF e sua potencialidade de aprimorar a gestão do manejo de espécies exóticas invasoras no país.

METODOLOGIA

Foi feita uma análise descritiva dos dados obtidos do SIMAF desde seu lançamento, a contar da data de publicação no Diário Oficial da União em 04 de abril de 2019, até 30 de setembro de 2019 comparando com os dados do manejo de javalis antes do sistema eletrônico. Atualmente, o SIMAF é composto por três componentes principais, o primeiro é o registro de ocorrência de javalis no qual qualquer cidadão

pode relatar o avistamento de javalis informando o local, horário, o tipo de ocorrência (avistamento, ataque a lavoura ou a animal doméstico), o tipo de local (zona rural, matas ou unidades de conservação) e o número de animais avistados. O segundo componente é o autorizativo no qual as pessoas físicas ou jurídicas previamente inscritas na categoria manejo de fauna exótica invasora no Cadastro Técnico Federal do Ibama cadastram as propriedades onde serão realizados o manejo e fazem a solicitação de autorização de controle de javalis informando o local, a data, o tipo de manejo e o método de abate. O terceiro componente é referente ao relato das informações oriundas do controle de javalis na qual a pessoa física ou jurídica autorizada deve apresentar as informações sobre os tipos de manejo e os métodos de abate que foram utilizados, o número de animais que foram abatidos, apresentando informações sobre o estado de desenvolvimento dos animais, sexo, peso e comprimento.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O 1º componente do SIMAF – registro de ocorrência – tem potencial de aprimorar o conhecimento sobre distribuição das populações e percepção dos danos causados pelos javalis. Nos dados parciais de 2019, foram registradas 186 ocorrências no país, totalizando 2.719 javalis (27,6% na região sul). No sul, 88,4% dos animais estavam em zona rural e 73,0% haviam atacado lavouras. O 2º componente – autorizativo – aprimora o acompanhamento das atividades de controle de javalis. Em 2019 (dados parciais), foram solicitadas 16.285 autorizações no Brasil das quais 95,9% foram autorizadas e 3,5% negadas. Do total de solicitações, 56,0% foram na região sul. O 3º componente – relatório – é essencial para a gestão do manejo, pois fornecem dados quantitativos para o monitoramento de tendências populacionais e estimativas locais de abundância que são cruciais para avaliar a eficácia dos métodos destinados a reduzir o tamanho da população ou do impacto (Engeman et al., 2013). No período de 2013 a 2017, o número de relatórios recebidos no país foi crescente (134 em 2013, 803 em 2014, 1.916 em 2015, 2.165 em 2016 e 3.462 em 2017), mas houve redução de 23,7% em 2018 (2.642 relatórios). Em 2019, os dados parciais mostram aumento de 136,8% de recebimento de relatórios em relação ao ano anterior (6.256 relatórios, 319 antes do SIMAF e 5.937 no SIMAF). Antes do SIMAF, 62,0% dos relatórios foram da região sul (4.643 de Santa Catarina, 3.944 do Rio Grande do Sul e 825 do Paraná) e no SIMAF 57,1% dos relatórios são dessa região (2.042 no Rio Grande do Sul, 774 no Paraná e 575 em Santa Catarina). O número de javalis abatidos no país durante as atividades de controle foi crescente de 2013 a 2016 (1.345 em 2013, 2.801 em 2014, 5.120 em 2015, 8.807 em 2016), apresentando redução em 2017 e 2018 (respectivamente 5.078 e 2.546 javalis). Em 2019 (dados parciais), houve aumento de 333,0% de abates em relação ao ano anterior (11.025,143 antes do SIMAF e 10.882 no SIMAF). Antes do SIMAF, 62,4% dos javalis abatidos foi na região sul (10.091 em Santa Catarina, 9.034 no Rio Grande do Sul e 1.446 no Paraná) e, no SIMAF, os abates nessa região correspondem a 47,8% (2.816 em Santa Catarina, 1.239 no Rio Grande do Sul e 1.145 no Paraná). Dos javalis abatidos e que constam informações (n=8.529), 55,6% são machos, 44,4% fêmeas, 64,1% adultos e 35,9% juvenis. Em relação aos

tipos de manejo, 65,9% dos javalis abatidos foram por perseguição com cães, 14,1% perseguição sem cães, 9,8% com espera e 1,0% com armadilhas (curral e gaiola).

CONCLUSÃO

O SIMAF aumentou o número de inserções e a qualidade dos dados do manejo de javalis no país, possibilitando análises quali-quantitativas com celeridade para embasar a gestão. Estas informações contribuirão para o conhecimento sobre distribuição geográfica, demografia e esforço de controle, orientando as ações e medidas para mitigar os danos causados pelos javalis no país. Posteriormente, o SIMAF poderá ser utilizado para detecção precoce e monitoramento de outras espécies exóticas invasoras.

LITERATURA CIENTÍFICA

BARRIOS-GARCIA, M.N.; BALLARI, S.A. 2012. *Impact of wild boar (Sus scrofa) in its introduced and native range: a review*. Biological invasions. 14, 2283-2300.

CHAUHAN, N.; BARWAL, K.; KUMAR, D. 2009. *Human-wild pig conflict in selected states in India and mitigation strategies*. Acta Silvatica & Lignaria Hungarica, 5, 189-197.

ENGEMAN, R., MASSEI, G., SAGE, M.; GENTLE, M. 2013. *Monitoring wild pig populations: a review of methods*. Environmental Science and Pollution Research. 20, 8077-8091.

LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S.; POORTER, M. 2000. *100 of the world's worst invasive alien species a selection from the global invasive species database*. 12 pp. Nova Zelandia: The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).

Monitoramento da presença de javali (*Sus scrofa*) na Estação Ecológica Estadual Aratinga –RS

Ketulyñ Fuster Marques ^{1*}, Rodrigo Castro Silva ¹, Vanessa Pruch Castro Oliveira ¹

¹ Estação Ecológica Estadual Aratinga, Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura,
São Francisco de Paula, RS, Brasil. * ketulyñ-fuster@sema.rs.gov.br

PALAVRAS-CHAVE: javali, unidades de conservação, monitoramento

INTRODUÇÃO

A Estação Ecológica Estadual Aratinga (ESEC ARATINGA) é uma Unidade de Conservação (UC), criada 1997, com área de 6.020 ha, que tem entre seus objetivos a proteção dos recursos naturais, realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento da educação ambiental (RIO GRANDE DO SUL, 1997). Para que a mesma atenda seus objetivos, é necessário que os riscos a integridade de seus ecossistemas sejam reconhecidos, prevenidos e, quando necessário, combatidos. Atualmente, a presença de espécies exóticas invasoras tem se configurado como uma ameaça em diversas UC, segundo Ziller et al. (2007, p. 8) "são atualmente reconhecidas como a segunda causa mundial de perda de diversidade biológica no planeta.". Na ESEC Aratinga, a presença de espécies exóticas invasoras é conhecida desde sua criação. Em 2007, houve por parte da gestão a contratação da elaboração do Plano Operacional para retirada de Espécies Exóticas Invasoras, o qual não indica ações referentes à presença de *Sus scrofa*⁴ na referida UC. Porém, no ano de 2007, de acordo com o plano de manejo: "'java porcos" foram fotografados dentro dos limites da EEEA mostrando efetivamente a presença desses animais na região (...). No entanto, os relatos e as evidências de sua presença na EEEA eram relativamente escassos, sugerindo que o processo de invasão era incipiente." (RIO GRANDE DO SUL, 2007, p. 100). Com o passar dos anos, as evidências e relatos da presença do javali ficaram mais evidentes, causando a necessidade de quantificar e mapear a ocorrência da espécie dentro da UC. Este trabalho tem por objetivo apresentar o método de monitoramento da presença do javali na ESEC Aratinga, como forma de compartilhar experiências e fornecer subsídios para o debate sobre o controle do javali em UC.

METODOLOGIA

Os registros de presença de *Sus scrofa* eram realizados pelos guardas-parques da UC durante atividades de campo de rotina, tais como patrulhas e reconhecimentos de áreas na ESEC Aratinga, durante o período de março de 2012 a março de 2018. A equipe da UC realizou pesquisa bibliográfica e participação em eventos referente à espécie para obter subsídios para a identificação dos vestígios a campo, além do conhecimento empírico dos guardas-parques. A partir de 2013, foram realizados registros indiretos, por meio de vestígios, tais como fuçadas, marcas em árvores e

⁴ Neste trabalho adotamos o nome científico *Sus scrofa*, que de acordo com a IN SEMA 03/2018 se refere a javali, seus híbridos e porcos domésticos asselvajados, porém, o termo *Sus scrofa scrofa* também é citado na literatura consultada.

pegadas, e registros diretos com visualização do indivíduo por encontro a campo de espécimes de *Sus scrofa* e por meio de foto-captura com o uso de armadilhas fotográficas modelo Buschnell Trophy Cam 8 mega pixel e Buschnell Trophy Cam essencial 12 mega pixel. Com uso de GPS, os pontos de ocorrência eram marcados. No caso de visualização indireta, era realizado o registro fotográfico do vestígio e anotado o tipo (marcas em árvores, fuçada, pegadas, pelos, etc.). Após, com uso do *Google Earth*, os pontos eram espacializados em mapa, com a demarcação dos limites da ESEC Aratinga, e os dados sistematizados em planilha do programa *Excel*. As armadilhas fotográficas não foram instaladas especificamente para registro do javali, pois visavam também contemplar a ocorrência de fauna silvestre da ESEC Aratinga. Foram instaladas 04 armadilhas, em pontos e datas aleatórias durante o período, sendo que 02 foram furtadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Embora o objetivo do levantamento não fosse a realização de um estudo científico, o diagnóstico possibilitou identificar 40 registros indiretos e 19 diretos por armadilha fotográfica, e 02 ocasiões onde foram visualizados os indivíduos em encontros casuais durante atividades de campo. A partir desses resultados, foi possível evidenciar a presença do javali na UC. Por meio do levantamento realizado, foi verificado danos nos diversos ecossistemas da ESEC Aratinga, que abrange floresta ombrófila mista (mata com araucária), floresta ombrófila densa (mata atlântica *stricto sensu*) e estepe gramíneo lenhosa (campos de altitude). Foi possível verificar danos em áreas alagadas, como banhados e cursos d'água, assim como prejudicando a regeneração do sub-bosque em áreas florestais, além de outros danos, conforme Boziki (2017, p. 307): "No meio ambiente, alguns danos causados pelos javalis podem ser diretamente observados, tais como: predação de ovos em ninhos de aves que nidificam no chão ou baixos; predação de vertebrados e invertebrados; danos à vegetação; prejuízo à regeneração natural, dentre elas à araucária...". Também foi possível verificar a presença do javali em diferentes gradientes de altitude da UC, entre as cotas 150 e 880 metros. Devido à insuficiência de dados, não foi possível verificar uma migração interna sazonal dentro da ESEC Aratinga, porém, pode haver uma relação quanto a disponibilidade de alimento, como o pinhão e as lavouras do entorno. Parece haver nos últimos anos uma intensificação na presença da espécie na ESEC Aratinga. Em 2005, um diagnóstico preliminar das espécies exóticas invasoras em UC do Rio Grande do Sul (Ferreira et al., 2005), citou, entre outras ameaças, *Bubalus bubalis* (búfalo) e o *Canis familiaris* (cachorro-doméstico), porém o *Sus scrofa* (javali) não foi citado, mesmo a ESEC Aratinga fazendo parte do referido estudo. Além do registro de animais silvestres, também foram capturadas imagens de pessoas armadas e cães, possivelmente caçadores, no interior da ESEC Aratinga. Existe a possibilidade de que os mesmos estejam sendo atraídos para a UC pela presença do javali.

CONCLUSÃO

A presença da espécie *Sus Scrofa* na ESEC Aratinga é fato, bem como os problemas associados, como a proliferação desenfreada, danos ao ambiente e ingresso ilegal de caçadores na UC, que se sentem respaldados pela legislação de controle do javali. Com base nos resultados obtidos, foi possível planejar ações de controle, captar recursos e parcerias para pesquisa, visando fornecer subsídios para políticas públicas, principalmente na garantia da efetividade das UC na preservação da biodiversidade.

LITERATURA CIENTÍFICA

BOZIKI, D. et al. Diagnóstico do Javali (*Sus scrofa*) na Floresta Nacional de São Francisco de Paula e sua zona de amortecimento. In: HERNANDES, A. R.C., DUARTE, M. M. e REINEHR, R. (org.). Educação para a Sustentabilidade. São Francisco de Paula. UERGS, 2017. p. 304-326

FERREIRA, S.B. et al. Diagnóstico preliminar das espécies exóticas invasoras nas Unidades de Conservação do Rio Grande do Sul inseridas no Projeto Conservação da Mata Atlântica. **SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS**, v. 1, 2005.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto Estadual nº 37.345 de 11 de abril de 1997. **Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul**, Poder Executivo, Porto Alegre, 14 de abr. de 1997.

_____. **Plano de Manejo da Estação Ecológica Estadual Aratinga**. Disponível em: <<https://www.sema.rs.gov.br/estacao-ecologica-estadual-aratinga>>. Acesso em 20 de outubro de 2019.

_____. Instrução Normativa SEMA nº 03 de 27 de dezembro de 2018. **Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul**, Poder Executivo, Porto Alegre, 27 de dezembro de 2018.

ZILLER, S.R. et al. Propostas para prevenir e controlar espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação**, v. 5, n.2, p.78-85, 2007.

Plano Nacional do mexilhão-dourado: prevenção, controle e monitoramento de uma espécie exótica invasora

Ivan Teixeira ^{1*}, Daniel Pereira ², Carlos H. Targino ³,
Raquel M. Sabaini ¹, Helen Mota ⁴, Otto Mäder⁵, Rogério C. L. Santos⁶,
Manoel V. de Araújo Jr.⁷, Tatiani Elisa Chapla ³, Grazielle de Oliveira Batista ¹

¹ Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA,
Brasília, DF, Brasil. * ivan.teixeira@ibama.gov.br

² Lógica P&D e Engenharia Ambiental, Sapucaia do Sul, RS, Brasil.

³ Ministério do Meio Ambiente – MMA, Brasília, DF, Brasil.

⁴ Companhia Energética de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.

⁵ MaxClean Ambiental, Campinas, SP, Brasil.

⁶ Universidade Federal de Mato Grosso, Belo Horizonte, MG, Brasil.

⁷ Agência Peixe Vivo-CBHSF, Belo Horizonte, MG, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: bioinvasão, mexilhão-dourado, prevenção, controle,
monitoramento

INTRODUÇÃO

O mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) foi detectado na América do Sul no início dos anos 1990 no estuário do Rio de la Plata, introduzido por meio de água de lastro, expandindo-se em poucos anos a montante pelos rios da bacia platina, afluentes às grandes lagoas costeiras do RS, e outras bacias do Sul e Sudeste. O molusco se dispersa durante sua fase larval planctônica, assim como na fase juvenil e adulta bentônica. Sua tolerância às variações de salinidade, pH, dessecação e a facilidade de fixação em diferentes tipos de substratos artificiais e naturais, estão entre os fatores que contribuem para sua rápida dispersão tanto por meio de embarcações quanto por terra. A água armazenada nos reservatórios de embarcações que transitam entre áreas infestadas e não infestadas, a incrustação em seus cascos, petrechos de pesca contendo formas jovens e adultas, indivíduos transportados na superfície de cascos de quelônios e no conteúdo estomacal de peixes, os rizomas e talos de macrófitas aquáticas, são importantes vetores de dispersão. Além de presente no Sul e Sudeste, a espécie foi recém-detectada no reservatório da UHE Sobradinho, no São Francisco. Além dos fatores propícios à dispersão, sua prolificidade, alta capacidade de filtração, pouca exigência quanto a sítios de fixação, são vantagens competitivas frente às espécies nativas, promovendo profundas modificações nos ecossistemas aquáticos invadidos e sua biota, alterações na qualidade da água, entre outras, causando impactos negativos na produção hidrelétrica, pesca, aquicultura e demais usos múltiplos das águas. Atividades educativas, com esclarecimento do público sobre as formas de dispersão, como realizado por Eletrobrás-FURNAS e CEMIG por anos a jusante da UHE São Simão, se mostrou eficaz contra a dispersão e expansão da distribuição da espécie, ou seu avanço. O plano tem como objetivos monitorar e controlar as populações nas bacias afetadas e prevenir sua introdução em ambientes ainda não invadidos.

METODOLOGIA

A elaboração do Plano Mexilhão-Dourado teve início em 2017 e se baseou na metodologia empregada para a construção participativa dos Planos de Ação Nacionais para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção, conforme Portaria MMA nº 43, de 31 de janeiro de 2014 e Instrução Normativa ICMBio nº 25, de 12 de abril de 2012. As principais etapas para a construção do Plano envolveram a elaboração de diagnóstico sobre a invasão da espécie no país; a realização de consulta pública com a participação de representantes de diversos setores da sociedade, que subsidiaram o diagnóstico com sugestões, críticas e novos registros de ocorrência, de impactos ambientais, econômicos, ações de prevenção, controle e monitoramento em curso e comentários gerais e a oficina de elaboração do plano. A oficina foi realizada em dezembro de 2017, com a participação de 28 representantes de 18 instituições incluindo Comitês de Bacias Hidrográficas, Órgãos Estaduais de Meio Ambiente, empresas do Setor Elétrico, pesquisadores de universidades e institutos de pesquisa, empresas públicas e privadas, além do Ministério do Meio Ambiente, Ibama, ICMBio e do consultor contratado. Durante a Oficina, foi definida a visão de futuro, com horizonte temporal de 25 anos, o objetivo geral e os objetivos específicos que compõem o Plano, bem como as respectivas ações, definidas por meio de consenso. A cada ação foi atribuído um articulador entre os presentes na oficina, definidos voluntariamente, responsável por contactar os colaboradores, definidos tanto voluntariamente entre os presentes na oficina como propostos para convite à participar do Plano. Ao final foi definido o Grupo de Assessoramento Técnico – GAT, tendo por coordenador-geral o Ibama, e como função a monitoria e implementação do Plano nos 05 anos após sua publicação oficial.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Mexilhão-Dourado (*Limnoperna fortunei*) no Brasil contém o diagnóstico descrevendo a taxonomia, biologia e ecologia da espécie, os impactos ambientais, econômicos e sociais nos locais invadidos, vetores de dispersão conhecidos, métodos de controle, monitoramento e prevenção existentes, cenários potenciais futuros, matriz de planejamento discriminando objetivos, ações, articuladores e colaboradores, custos estimados e comentários finais. O documento consolidado e as portarias de publicação do Plano e de aprovação do GAT e se encontram disponíveis no sítio eletrônico do Ibama (<https://www.ibama.gov.br/especies-exoticas-invasoras/mexilhao-dourado>). O Plano é estruturado em torno dos seguintes Objetivos Específicos e respectivas ações: “Gerar dados científicos direcionados à prevenção e controle, bem como sistematizar e disponibilizar informações técnico-científicas sobre o mexilhão-dourado”, (5 ações); “Difundir informações sobre o mexilhão-dourado, formas de prevenção e controle, bem como os impactos sociais, ambientais e econômicos de sua invasão” (9 ações); “Prevenir a invasão do mexilhão-dourado em novas bacias hidrográficas, em especial nas Regiões Hidrográficas Amazônica e Tocantins-Araguaia” (7 ações); “Implantar uma rede interinstitucional de monitoramento padronizado e um banco de dados colaborativo” (5 ações);

“Estabelecer e implementar medidas de controle e monitoramento integradas do mexilhão-dourado considerando os diversos tipos de ambientes” (10 ações); “Avaliar e complementar a legislação aplicada à prevenção, controle e monitoramento do mexilhão-dourado” (5 ações). Ao longo do desenvolvimento dos trabalhos que culminaram na publicação do Plano, restou claro que nos últimos 20 anos, o mexilhão-dourado apresentou progressivo avanço pelas bacias hidrográficas brasileiras, destacando-se as do Sul e Sudeste, e mais recentemente, no Nordeste, apesar de esforços empreendidos pelos diversos setores afetados.

CONCLUSÃO

Bacias em estágio inicial de invasão ou livres da espécie se beneficiariam da experiência obtida nos locais afetados, seja em âmbito regional ou nacional. Prevenção e comunicação constituem a melhor estratégia para evitar maiores prejuízos. Espera-se que a integração entre atores resulte no fortalecimento e institucionalização dos objetivos do Plano, garantindo o aprimoramento das ações e sua continuidade.

(MMA, Ibama, ICMBio, GEF-PróEspécies)

Quinze anos de pesquisa sobre o molusco invasor mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) na porção límnic do Canal São Gonçalo

João Vieira^{1*}; Adna Garcia ¹, Ana Mai ¹; Suzana Pereira ²,
Michelle Lopes ³, Fabio Rodrigues⁴, Mauricio Lang ⁵

¹ Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande (FURG), RS, Brasil. * vieira@mikrus.com.br

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense (IFSul), Pelotas, RS, Brasil.

³ Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC, Brasil.

⁴ Campus Litoral Norte da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Tramandaí, RS, Brasil.

⁵ Prefeitura Municipal de Imbé

PALAVRAS-CHAVE: invasão biológica, densidade, peixes, monitoramento

INTRODUÇÃO

O mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) é originário dos rios e riachos do sudeste da Ásia, porém nas últimas décadas invadiu os ambientes aquáticos continentais do Brasil, acarretando prejuízos ambientais e sócio-econômicos (MMA, 2016). O primeiro registro para a América do Sul ocorreu em 1991, na Argentina, e entre os anos 1991 e 1999 a espécie também já estava presente no Uruguai, Paraguai, Brasil e Bolívia (Pastorino et al., 1993; Darrigran e Drago, 2000; Darrigran e Mansur, 2006; 2009). No Brasil foi detectada pela primeira vez ao sul do lago Guaíba em 1999 (Mansur et al., 1999). Após a colonização local ocorreu a dispersão meridional para a porção estuarina da Lagoa dos Patos e gradativamente para o sul (Capitoli e Bemvenuti, 2004; Piedras et al., 2007; Bemvenuti e Colling, 2010). A chegada da espécie a porção estuarina do Canal São Gonçalo, é descrita como a provável causa de expansão de sua distribuição ao segundo maior corpo lagunar-costeiro do Rio Grande do Sul e Uruguai, a Lagoa Mirim (Brugnoli et al., 2005; Capitoli et al., 2008; Colling et al., 2012). No entanto existem algumas dúvidas sobre este processo de invasão. Os primeiros registros de *L. fortunei* no sistema da Lagoa Mirim foram em 2005 (Langone, 2005; Burns et al., 2006a; 2006b). Vieira e Lopes (2013), usando o conteúdo estomacal do peixe *Pimelodus pintado* como indicador biológico, registraram o processo de estabelecimento, adaptação e expansão populacional exponencial (*overshoot*) da espécie no Canal São Gonçalo. Nesta fase, a espécie invasora já causou, e ainda está causando, uma série de danos ambientais e prejuízos econômicos para empresas estatais (CORSAN), federais (Barragem Eclusa) e agricultores da região adjacente ao Canal São Gonçalo e a Lagoa Mirim. Usando dados publicados e não publicados, nosso objetivo é redescrever o processo de invasão e dispersão do mexilhão-dourado no Canal São Gonçalo, visando contribuir para o melhor entendimento do seu processo de invasão e monitoramento ambiental.

METODOLOGIA

O estudo avaliou: I) a variação interanual na ocorrência do mexilhão-dourado (*L. fortunei*) na dieta do peixe localmente denominado de pintado (*P. pintado*) e II) a

distribuição e a abundância de *L. fortunei* ao longo do Canal São Gonçalo. A área de estudo compreendeu parte da porção límnica do Canal São Gonçalo abrangendo desde a Barragem-Eclusa (31°83'S; 52°33'O) até a confluência com o rio Piratini (32°02'S; 52°41'O). As amostragens foram realizadas utilizando uma rede de arrasto camaroneira com portas (15 kg cada), com as seguintes características: 10,5 m de abertura (6 kg de chumbo na tralha inferior), 0,8 m de altura e 7,5 m de comprimento com malha de 18 mm nas asas e de 5 mm no saco. A rede foi arrastada por um barco de madeira (12 m comprimento) equipado com motor de 60 HP. Cada arrasto (=1 amostra) teve a duração de 5 minutos. A rede foi utilizada tanto para a coleta de *L. fortunei* como de *P. pintado*. O total de indivíduos de *L. fortunei* coletados nas amostras foi pesado, acondicionado em sacos plásticos e levado ao laboratório de Ictiologia da FURG para triagem. As coletas com mais de 1 kg de *L. fortunei* tiveram sua massa registrada a bordo, sendo retiradas três alíquotas de 100 g cada. Todas as amostras para foram conservadas no freezer ou em álcool 70%. A estimativa da quantidade total de mexilhões capturados foi obtida com base no número médio de indivíduos das três alíquotas e extrapolada para a massa total da amostra através de uma regra de três. De cada alíquota foram selecionados aleatoriamente até 300 exemplares para se registrar o comprimento máximo, obtido a partir da distância da extremidade anterior, situada logo abaixo e à frente dos umbos até a extremidade posterior da concha. As medidas foram feitas com um paquímetro digital com precisão de 0,01 mm. A rede camaroneira possibilitou a captura de um amplo espectro de tamanhos (4 a 32 mm). A variação temporal (verão/2009 e verão/2013) da abundância relativa (CPUE=número de ind./amostra), da frequência de ocorrência, e do tamanho dos indivíduos de *L. fortunei* foi testada com o teste t. Para a análise dos conteúdos estomacais de *P. pintado* foi utilizado um total de 783 peixes coletados em 2005, 2008, 2013 e 2014. Os itens encontrados foram quantificados pela frequência de ocorrência, percentagem numérica e de área, os quais foram agrupados no Índice de Importância Relativa (%IIR). Variáveis ambientais foram registradas *in situ*, simultaneamente as amostragens.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O processo de invasão biológica de *L. fortunei* no Canal São Gonçalo ocorreu em fases compatíveis com o comportamento populacional de espécies invasoras. O primeiro registro oficial foi em 2005 (Burns et al., 2006a), porém além do trânsito de embarcações de pesca através da Barragem-Eclusa, temos em 2004, uma draga, oriunda de Porto Alegre, executando dragagens no canal (SPH). É possível observar também um relato para 2003 de navegação entre Porto Alegre (área contaminada com *L. fortunei*) e o Rio Cebollatí, UY (www.popa.com.br). A fase de introdução é a mais crucial, pois geralmente não é intencional e é difícil de ser evitada. Posteriormente a introdução ocorre a fase de adaptação e conseqüentemente o seu estabelecimento, seguida de uma fase de explosão populacional. Nesta fase, existe um crescimento populacional de forma exponencial (*overshoot*), representada por uma expansão rápida da abundância da espécie. Geralmente é neste momento que começam a ocorrer os impactos negativos ao meio ambiente, assim como os

impactos econômicos sobre as atividades locais (MMA, 2016). Posteriormente ao *overshoot* é prevista uma queda brusca da densidade populacional, levando a uma condição ambiental ecologicamente inferior à original (equilíbrio oscilatório). A análise dos conteúdos estomacais do pintado revelou que em 2005 a importância relativa de *L. fortunei* na dieta foi incipiente (%IIR=1,9), porém em 2008 o molusco teve um aumento de importância (%IIR=31,4). Esta observação sugere que o período de *overshoot* ocorreu no mínimo de 3 a 5 anos após a provável chegada de *L. fortunei* (início dos anos 2000) ao Canal. Nos anos de 2013 e 2014 a contribuição de *L. fortunei* na dieta diminuiu para 0,09% e 0,13%, respectivamente. A comparação da abundância relativa (CPUE) e frequência de ocorrência (FO%) de *L. fortunei* entre os anos de 2009 e 2013 revela uma redução substancial na CPUE, associada a um aumento da FO% (11.302,4 ind./arrasto; FO=75,0%) e (1.280,9 ind./arrasto; FO=91,7%), respectivamente. Os tamanhos dos mexilhões foram significativamente menores ($p < 0,001$) no ano de 2009 ($13 \pm 0,005$ mm) do que em 2013 ($16 \pm 0,007$ mm). A variação interanual (2005 a 2014) na importância relativa de *L. fortunei* na dieta do pintado, associada aos dados de 2009 e 2013, onde se observa uma redução da CPUE, um aumento na FO%, e um aumento de tamanho dos indivíduos, sugere que o processo de crescimento populacional no Canal São Gonçalo está em fase de "equilíbrio oscilatório".

CONCLUSÃO

O processo de invasão de *L. fortunei* na porção límnic do Canal São Gonçalo, e de toda a bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, ocorreu no início dos anos 2000. Após a invasão de grandes ambientes aquáticos, como o Canal São Gonçalo e a Lagoa Mirim, se faz necessário o monitoramento ambiental. Nossas pesquisas sugerem que as análises tróficas de peixes nativos devem ser usadas como indicadores do ciclo de estabelecimento de espécies invasoras aquáticas, assim como, para o monitoramento ambiental.

LITERATURA CIENTÍFICA

BEMVENUTI, C.E.; COLLING, L.A. 2010. As comunidades de macroinvertebrados bentônicos. In: SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C. (eds.) 2010. O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Rio Grande, FURG. 180p.

BRUGNOLI, E.; CLEMENTE, J.; BOCCARDI, L.; BORTHAGARAY, A.; SCARABINO, F. 2005. Golden mussel *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) distribution in the main hydrographical basins of Uruguay: update and predictions. Anais da Academia Brasileira de Ciências 77: 235-244.

BURNS, M.D.; GARCIA, A.M.; VIEIRA, J.P.; BEMVENUTI, M.A.; MOTTA MARQUES, D.M.L.; CONDINI, V. 2006a. Evidence of fragmentation affecting fish movement between Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. Neotropical Ichthyology 4(1):69-72.

BURNS, M.D.; GERALDI, R.M.; GARCIA, A.M.; BEMVENUTI, C.E.; CAPITOLI, R.R.; VIEIRA, J.P. 2006b. Primeiro registro de ocorrência do mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei* na Bacia de drenagem da Lagoa Mirim, RS, Brasil. Notas e Resenhas. Biociências 14(1):83-84.

- BURNS, M.D.M.; GARCIA, A.M.; BEMVENUTI, M.A.; VIEIRA, J.P.; MARQUES, D.M.L.M.; MORESCO, A.; CONDINI, M.V.L. 2006b. Bivalvia, Mytilidae, *Limnoperna fortunei*. distribution extension. Check List (UNESP), v. 2, p. 41-43, 2006.
- CAPÍTOLI, R.R.; COLLING, L.A.; BEMVENUTI, C.E. 2008. Cenários de distribuição do mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei* (Mollusca - Bivalvia) sob distintas condições de salinidade no complexo Lagunar Patos-Mirim, RS - Brasil. Atlântica 30: 35-44.
- CAPÍTOLI, R.R.; BEMVENUTI, C.E. 2004. Distribuição do mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) na área estuarina da lagoa dos Patos e Canal São Gonçalo. In: Anais do VI Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Publicações ACIESP 110(1):98- 100.
- COLLING, L.A.; PINOTTI, R.M.; BEMVENUTI, C.E. 2012. *Limnoperna fortunei* na Bacia da Lagoa dos Patos e Lagoa Mirim, p. 187- 191. In: C.P. SANTOS; D. PEREIRA; I.C.P. PAZ; L.M. ZURITA; M.C.D. MANSUR; M.T. RAYA RODRIGUEZ; M.V. NERHKE & P.A. BERGONCI (Eds). Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle. Porto Alegre, Redes Editora, 412p.
- DARRIGRAN, G.; MANSUR, M.C.D. 2006. Distribución, abundancia y dispersión. In: DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. (Eds), Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano. Edulp, La Plata, Argentina, p. 93-110.
- DARRIGRAN, G.; MANSUR, M.C.D. 2009. Introdução e dispersão do *Limnoperna fortunei*. In: DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. (Eds), Introdução à Biologia das Invasões. O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto, prevenção e controle. Cubo Editora. São Carlos, Brasil, p. 89-109.
- DARRIGRAN, G.; DRAGO, E.De. 2000. Invasion of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in South America. Revista Nautilus 114: 69-73.
- LANGONE, J.A. 2005. Notas sobre el mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) en Uruguay. Publicación extra del Museo Nacional de Historia Natural y Antropología Montevideo 1:1-17.
- MANSUR, M.C.D.; RICHINITTI, L.M.Z.; SANTOS, C.P. 1999. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) molusco bivalve invasor na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. Biociências 7: 147-149.
- MMA. 2016. Espécies exóticas invasoras de águas Continentais no Brasil. /organizadores I. Latini, Anderson Oliveira. II. Resende, Daniela Chaves. III. Pombo, Vivian Beck. IV. Coradin, Lidio.– Brasília. (Série Biodiversidade, 39), 791p.
- PASTORINO, G.; DARRIGRAN, G.; MARTIN, S.; LUNASCHI, L. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor em águas Del Rio de la Plata. Neotropica 39: 101-102.
- PIEDRAS, S.R.; BAGER, A.; CORRÊA, F. 2007. Ocorrência de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) durante um período de salinização do baixo Arroio Pelotas, Pelotas, Rio Grande do Sul. Boletim do Instituto de Pesca 33(1):121-125.
- POPA.COM.BR. Disponível em: https://acervo.popa.com.br/imagens/lagoa_mirim/diario2.htm. Acesso em: 13/10/2019.
- VIEIRA, J.P.; LOPES, M.N. 2013. Size-selective predation of the catfish *Pimelodus pintado* (Siluriformes: Pimelodidae) on the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae). Zoologia 30 (1): 43-48.

Assentamento de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) nos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Campos Novos e Itá

Carolina Antonieta Lopes ^{1*}, Laila Freitas Oliveira de Assis ², Renata Maria Guerreschi ²,
Grasiela Fagundes Minatto Cardoso ³, Alex Pires de Oliveira Nuñez ²

¹ Programa de Pós-Graduação em Aquicultura do Centro de Ciências Agrárias
da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.

* eng.carolinalopes@hotmail.com

² Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce da
Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.

³ ENGIE Brasil Energia, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: distribuição, espécie exótica, impacto, mexilhão-dourado

INTRODUÇÃO

O molusco bivalve de água doce *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), popularmente conhecido como mexilhão-dourado, é uma espécie nativa da China e do sudeste da Ásia que aparece na lista das principais espécies invasoras dos ambientes aquáticos de água doce (Santos et al., 2005). A hipótese mais aceita para explicar a sua chegada a América do Sul, é a que afirma que o mexilhão-dourado foi transportado na água de lastro de navios cargueiros vindos da sua região de origem, e que foi despejada no estuário da bacia do rio da Prata, por onde a invasão teve início (Darrigran; Damborenea, 2009). Após sua introdução no estuário do Rio da Prata, o mexilhão-dourado se alastrou, estando hoje presente principalmente, na Argentina, Brasil, Uruguai, Paraguai e Bolívia. A espécie apresenta bisco que permite se fixar a substratos formando agregados (Bergonci et al., 2009). Apresenta capacidade de adaptação ao meio ambiente em que se insere sendo capaz de colonizar ambientes caracterizados por baixo oxigênio dissolvido, alta vazão e poluição (Xu et al., 2009), provocando danos ambientais, sociais e econômicos (Darrigran; Damborenea, 2005). No Brasil, já é encontrada em diversas bacias hidrográficas, prejudicando diferentes setores, como o de abastecimento de água, geração de energia elétrica, aquicultura, além de provocar desequilíbrio no meio ambiente. Para o desenvolvimento de medidas mitigadoras e tecnologias que possam conter e reduzir a disseminação dessa espécie invasora faz-se importante entender a dinâmica populacional do *L. fortunei* nos ambientes onde ele ocorre. Nesse sentido, a avaliação do assentamento é uma das possibilidades de estudo disponível para a compreensão da população do mexilhão-dourado. Entende-se por assentamento a entrada dos animais no processo de crescimento. Sendo assim, este estudo teve como objetivo avaliar o assentamento do mexilhão-dourado *L. fortunei* nos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Campos Novos (rio Canoas, SC) e Itá (rio Uruguai).

METODOLOGIA

Para proporcionar uma área para assentamento das larvas de mexilhão-dourado e padronizar as amostragens foi utilizada uma tecnologia aplicada ao cultivo de

mexilhões marinhos, denominada *long-line*, que foi mantida suspensa com o auxílio de boias de flutuação. No *long-line* foram instaladas cordas a cada 6,0 m, e nelas foram instalados coletores com 20 cm de comprimento, que foram mantidos em diferentes profundidades (1, 3, 5, 8, 11 e 13 m). Os *long-lines* estão instalados nos reservatórios das usinas hidrelétricas (UHE) Campos Novos e Itá, onde serão mantidos entre fevereiro/2019 a fevereiro/2020. No presente estudo foram analisadas amostras do período de fevereiro-julho/2019. Mensalmente os coletores foram removidos, fixados em álcool a 96%, e transportados para o Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD/UFSC) para análise. Em laboratório os mexilhões-dourado foram manualmente removidos dos coletores e sua quantificação foi realizada apenas para animais com comprimento longitudinal de concha superior a 300 μ m. As variáveis limnológicas, pH, temperatura da água, condutividade elétrica e concentração de oxigênio dissolvido foram aferidas com sonda multiparâmetro em todas as profundidades. A transparência da água foi determinada com disco de Secchi. Como os pressupostos para aplicação da ANOVA não foram atingidos, foi utilizada a análise não-paramétrica de Kruskal-Wallis, seguida pelo teste de Dunn quando necessário. A correlação de Pearson foi utilizada para verificar a existência de relação entre as variáveis limnológicas e as quantidades de mexilhões-dourado nos reservatórios.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na UHE Campos Novos foram contabilizados 27.850 mexilhões-dourado e em Itá, 42.788. Em Campos Novos ocorreu diferença significativa entre algumas profundidades ($H=14,5$; $gl=5$; $p=0,01$). Na profundidade de 13,0 m foram contabilizados 168 mexilhões-dourado, número significativamente menor do que nas profundidades de 1,0 m (8.756) e de 3,0 m (12.735). No reservatório de Itá não foram registradas diferenças significativas entre as profundidades ($H=10,2$; $gl=5$; $p=0,07$). As maiores quantidades de mexilhões nos primeiros metros de profundidade podem estar relacionadas às variáveis que favorecem o assentamento dos indivíduos. Na camada superficial da coluna de água, a incidência de luz pode contribuir para a produção de alimento, bem como valores mais elevados de oxigênio dissolvido e temperatura da água permitem uma maior sobrevivência dos indivíduos. A ocorrência de mexilhão-dourado em profundidades maiores, ainda que em menor quantidade, evidencia a capacidade desse organismo de sobreviver em condições diferentes das encontradas na superfície. Temporalmente foi registrada diferença significativa entre os meses para os dois reservatórios. Em Campos Novos ($H=76,2$; $gl=5$; $p<0,01$) os meses quentes (fevereiro, março e abril) foram significativamente diferentes dos meses mais frios (maio, junho e julho). Para Itá ($H=69,3$; $gl=5$; $p<0,01$) no mês de março foi registrada a maior abundância, que diferiu dos meses de junho, julho e fevereiro. Fevereiro ainda foi diferente de todos os meses, com exceção de março. Junho foi significativamente diferente do mês de maio. Embora a temperatura da água pareça desencadear a atividade reprodutiva, sozinha é incapaz de induzir a desova (Darrigran et al., 2007). O aumento da temperatura associada a outras variáveis, como abundância de fitoplâncton, podem induzir as desovas e a

sobrevivência dos mexilhões assentados. Estudos realizados em outras regiões brasileiras revelam maiores densidades de larvas e de assentamento de mexilhões na primavera e verão (Bergonci et al., 2009). A correlação de Pearson para Campos Novos foi significativa para todas as variáveis, destacando-se a correlação positiva com a temperatura da água ($r=0,80$) e com a condutividade elétrica ($r=0,22$) e negativa com o pH ($r=-0,54$), transparência da água ($r=-0,28$) e com a concentração de oxigênio dissolvido ($r=-0,39$). Para o reservatório de Itá a correlação foi significativa apenas para a temperatura da água ($r=0,70$) e para o pH ($r=-0,69$).

CONCLUSÃO

O assentamento do *L. fortunei* ocorreu nos reservatórios das usinas hidrelétricas de Campos Novos e Itá, e apresentou variação espacial e temporal associado às variáveis limnológicas testadas no presente estudo. A avaliação do assentamento do *L. fortunei* é uma importante ferramenta para planejar estratégias de tratamento e controle de infestações em estruturas das usinas hidrelétricas.

(Este estudo foi desenvolvido no âmbito do Programa P&D da ENGIE BRASIL ENERGIA S.A., da ITÁ ENERGÉTICA S.A., da ENERGÉTICA BARRA GRANDE S.A., da CAMPOS NOVOS ENERGIA S.A., da FOZ DO CHAPECÓ ENERGIA S.A. regulamentado pela ANEEL).

LITERATURA CIENTÍFICA

- BERGONCI, P. E. A.; MANSUR, M. C.D.; PEREIRA, D.; SANTOS, C. P. 2009. Population sampling of the golden mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), based on artificial ceramic substrate. *Biotemas*, 22 (3): 85-94.
- DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. 2005. A South American bioinvasion case history: *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), the golden mussel. *American Malacological Bulletin*, 20(1/2):105.
- DARRINGRA, G.; DAMBORENEA, C.; GECO, N. 2007. An Evaluation Pattern for Antimicrofouling Procedures: *Limnoperna fortunei* Larvae Study in a Hydroelectric Power Plant in South America. *AMBIO: A J. of the Human Environment*, 36(7):575-579.
- DARRIGRAN, G.; BOEGER, W.; DAMBORENEA, C.; MAROÑAS, M. 2009. Evaluation of sampling and analysis techniques for early detection of *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) in limit areas of its distribution. *Brazilian Journal of Biology*, 69(3): 979-980.
- SANTOS, C. P.; WÜRDIG, N. L.; MANSUR, M. C. D. 2005. Fases larvais do mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22 (3): 702-708.
- XU, M.; WANG, Z.; DUAN, X. H.; ZHUANG M. Q.; SOUZA, F. T. 2009. Ecological measures of controlling invasion of golden mussel (*Limnoperna fortunei*) in water transfer systems, *Proceeding of the 33rd IAHR Congress: Water Engineering for a Sustainable Environment*, International Association of Hydraulic Engineering and Research, 1609-1616.

O histórico e impacto das ações de controle da invasão de *Tubastraea coccínea* em Santa Catarina

Marcelo Schuler Crivellaro ¹, Thiago Cesar Lima Silveira ¹, Lucas Battaglin ²,
Michele de Sá Dechoum ¹, Adriana Carvalhal Fonseca ³, Bárbara Segal ¹

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina,
Florianópolis, SC, Brasil. * marcelocrivellaro@gmail.com

² Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.

³ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Florianópolis, SC, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: coral-sol, manejo, cobertura, invasor

INTRODUÇÃO

No Brasil, duas espécies de corais escleractíneos azooxantelados do gênero *Tubastraea*, *T. coccínea* e *T. tagusensis* foram introduzidas através da bioincrustação em estruturas relacionadas a produção petrolífera, no final dos anos 1980, no Rio de Janeiro, sendo atualmente encontradas ao longo de 3500 km da costa brasileira (Creed et al., 2017). Esses corais, também conhecidos como coral-sol, impactam as relações tróficas (Miranda et al., 2011), alteram comunidades (Lages et al., 2011), causam danos em espécies endêmicas (Creed et al., 2016) e diminuem o recrutamento de corais nativos (Miranda et al., 2018). Além dos vetores contaminados (Creed et al., 2017), que possibilitam múltiplas introduções (Capel et al., 2019), características biológicas dos corais contribuem para o sucesso da invasão: alta produção de larvas, de modo sexuado e assexuado (De Paula et al., 2014); alta clonalidade, com poucos genótipos ao longo da costa Brasileira (Capel et al., 2019); e extrema capacidade de regeneração (Luz et al., 2017). Também é comum encontrá-los em fendas e locais de difícil acesso, que dificultam sua remoção. Para eliminá-los, pode-se usar ácido acético (Creed et al., 2018), hipoclorito de sódio (Altvater et al., 2017), água doce (Moreira et al., 2014) e envelopamento (Mantelatto et al., 2015). Esses métodos são mais aplicáveis para locais de difícil acesso/vetores e podem de causar impacto em outros organismos da comunidade. A remoção manual, utilizando marreta e talhadeira, mantém as espécies nativas intactas e proporciona a recuperação da comunidade a longo prazo (De Paula et al., 2017). Além disso, a remoção de indivíduos reprodutivos é imediatamente efetiva em diminuir o ritmo da invasão, visto que diminui o pool larval (Creed et al., 2017b). Nesse trabalho, descrevemos o histórico das ações de controle (AC) no limite sul de distribuição do invasor. Além disso, descrevemos as mudanças na estrutura de tamanho de colônias e cobertura de *T. coccínea* após AC.

METODOLOGIA

O estudo ocorreu nos costões rochosos da ilha do Arvoredo, no estado de Santa Catarina. Essa ilha faz parte de uma importante reserva marinha, a Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (REBIO). A REBIO compreende 17.600 hectares, sendo a maior parte ecossistema pelágico, e um arquipélago de 3 ilhas (Arvoredo, Deserta e Galé)

cercadas por recifes rochosos. Essa região é conhecida como uma área de transição entre a fauna tropical e temperada, sendo o limite sul de distribuição de espécies tropicais bentônicas (Capel et al., 2012), e do invasor *T. coccinea*. Em 2012, o primeiro foco de invasão foi descoberto na ilha do Arvoredo, na Baía do Engenho (EN), no entorno da REBIO. Fora da reserva foram encontradas colônias no Saco do Farol (SF; 2013), e no Saco do Vidal (SV; 2014), enquanto dentro da reserva, o primeiro registro foi no Rancho Norte (RN; 2014), provavelmente o local inicial da invasão na região, devido ao tamanho das colônias encontradas, e na ilha da Galé (2015), incrustado em um naufrágio. Desde então, agentes ambientais do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), juntamente com voluntários, iniciaram um programa AC. Durante essas atividades, todas as colônias de coral-sol removidas foram contabilizadas e classificadas em classes de tamanho relacionadas ao número de pólipos: I (1-5), II (6-10), III (11-20), IV (21-40) e V (41+). Descrevemos a quantidade de colônias removidas de cada classe de tamanho, e o número de AC realizados em cada ano e foco. Além disso, acompanhamos os dois principais focos de invasão da região para descrevermos as mudanças na estrutura de tamanho de colônias e sua porcentagem de cobertura do invasor. As amostragens ocorreram na "Fenda" (janeiro, março, maio e agosto de 2018 e janeiro e junho de 2019), e na "Gruta" (janeiro, março e maio de 2018 e janeiro e junho de 2019). As áreas invadidas foram fotografadas aleatoriamente antes da remoção das colônias, com auxílio de um quadrado (25x25cm) acoplado a câmera fotográfica. Após os eventos de amostragem, selecionamos 5 fotos de cada foco de invasão e circulamos a área de todas as colônias, utilizando o software ImageJ. Classificamos as colônias em relação ao tamanho em 6 grupos: Recruta (<0.3cm²); 1 (0.3 – 5cm²); 2 (5 – 10cm²); 3 (10 – 15cm²); 4 (15 – 25cm²); e 5 (>25cm²). Além disso, entre cada evento de amostragem, contabilizamos quantas AC, quantas colônias removidas e o intervalo de dias entre AC.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Entre 2012 e 2019, 58 AC foram realizadas, resultando na eliminação de 13658 colônias, sendo 6656, 4520, 1846, 467 e 169 colônias, das classes I, II, III, IV e V, respectivamente. A grande proporção de colônias removidas das menores classes de tamanho indica que as AC têm papel importante em manter a população com colônias pequenas e conseqüentemente, menor potencial reprodutivo, freando a expansão da invasão. Em 2018, ano com mais AC (15), 4595 colônias foram removidas, enquanto no geral, o RN foi local com mais AC (21) e mais colônias removidas (6239). A relação entre o esforço em AC e colônias removidas é claro, entretanto, diferenças na acessibilidade e densidade do invasor nos focos pode fazer com que algumas AC não sejam muito proveitosas em relação a quantidade de colônias removidas. Por exemplo, na EN, local do primeiro foco encontrado na região, em 17 AC foram removidas 2990 colônias, sendo 876 colônias removidas em apenas uma AC. Na SF, bastaram 10 ações para remover 2540 colônias. No momento inicial (janeiro 2018) do acompanhamento dos focos Fenda e Gruta, ambos estavam 167 dias sem o impacto de AC. Ao final do período (junho 2019), ambos os focos haviam

recebidos 6 AC, sendo removidas 1677 (Fenda) e 1579 (Gruta) colônias. Alguns casos destacam-se. No momento inicial (janeiro 2018), na Fenda, em uma porcentagem média de cobertura de 30.6% (± 10.3), as frequências das classes estavam bem distribuídas (Recruta – 11.5%; 1 - 30.9%; 2 - 12.6%; 3 - 17.9%; 4 – 12.9%; 5 – 12.9%). Em março, a cobertura média era de 5% (± 2.9) e nenhuma colônia das classes 4 e 5 foi observada, sendo a população basicamente formada por Recrutas (44.5%) e classe 1 (50.2%). Ao final do acompanhamento (junho 2019), a cobertura média era de 12.9% (± 7), 50.5% das colônias eram da classe 1 e apenas 2.2% das classes 4 e 5. Já na Gruta, a redução na cobertura não foi expressiva, entre janeiro de 2018 (37.9% ± 10.57) e junho de 2019 (31.2% (± 5)). Esse resultado está associado a capacidade de regeneração do coral-sol e ao tempo de intervalo entre AC. Na Gruta, houve um intervalo de 252 dias entre as AC que ocorreram em maio de 2018 e janeiro de 2019. Apesar disso, ao final do acompanhamento, somente 6.6% dos indivíduos eram das classes 4 e 5, sendo a grande maioria das classes 1 (46%) e 2 (21%). Esses resultados reforçam a eficiência das AC em reduzir a cobertura e em eliminar os indivíduos maiores e que mais contribuem para o pool larval da população.

CONCLUSÃO

O histórico de AC na região mostra a relevância dessas ações em conter a invasão. Além disso, as AC são muito importantes em manter a população com indivíduos pequenos, como observado na grande proporção de indivíduos removidos das pequenas classes de tamanho. A eficiência das ações em conter a invasão foi reforçada pela redução da porcentagem de cobertura e pela baixa frequência de indivíduos grandes do invasor após AC.

(Agradecemos a todos gestores ambientais e funcionários do ICMBio sede Reserva Biológica Marinha do Arvoredo pela parceria e apoio no trabalho de campo. Agradecemos a Universidade Federal de Santa Catarina, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e à Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de financiamento 001 pelas bolsas de estudo.)

LITERATURA CIENTÍFICA

ALTVATER, L.; DE MESSANO, L.V.; ANDRADE, M.; APOLINÁRIO, M.; COUTINHO, R. 2017. Use of sodium hypochlorite as a control method for the non-indigenous coral species *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829. *Management of Biological Invasions*, 8(2), 197-204.

CAPEL, K.C.C. 2012. Scleractinia (Cnidaria: Anthozoa) da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (SC), com ênfase na estrutura espaço-temporal da formação mais meridional de corais recifais no Oceano Atlântico. Florianópolis: Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina.

CAPEL, K.C.C.; CREED, J.; KITAHARA, M.V.; CHEN, C.A.; ZILBERBERG, C. 2019. Multiple introductions and secondary dispersion of *Tubastraea* spp. in the Southwestern Atlantic. *Scientific reports*, 9(1), 1-11.

- CREED, J.C. 2006. Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. *Coral Reefs*, 25(3), 350-350.
- CREED, J.C. et al. 2017. The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. *Biological Invasions*. 19(1) 283-305.
- CREED, J.C.; JUNQUEIRA, A.D.O.R.; FLEURY, B.G.; MANTELATTO, M.C.; OIGMAN-PSZCZOL, S.S. 2017b. The Sun-Coral Project: the first social-environmental initiative to manage the biological invasion of *Tubastraea* spp. in Brazil. *Management*, 8(2), 181-195.
- DE PAULA, A.F.; DE OLIVEIRA PIRES, D.; CREED, J. 2014. Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 94. 481-492.
- DE PAULA, A.F.; FLEURY, B.G.; LAGES, B.G.; CREED, J.C. 2017. Experimental evaluation of the effects of management of invasive corals on native communities. *Marine Ecology Progress Series*, 572, 141-154.
- LAGES, B.G.; FLEURY, B.G.; MENEGOLA, C.; CREED, J.C. 2011. Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. *Marine Ecology Progress Series*, 438, 85-96.
- LUZ, B.L.P.; CAPEL, K.C.C.; ZILBERBERG, C.; FLORES, A.A.V.; MIGOTTO, A.E.; KITAHARA, M.V. 2018. A polyp from nothing: The extreme regeneration capacity of the Atlantic invasive sun corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Anthozoa, Scleractinia). *Journal of experimental marine biology and ecology*, 503, 60-65.
- MANTELATTO, M.C.; PIRES, L.M.; DE OLIVEIRA, G.J.G.; CREED, J.C. 2015. A test of the efficacy of wrapping to manage the invasive corals *Tubastraea tagusensis* and *T. coccinea*. *Management*, 6(4), 367-374.
- MIRANDA, R.J.; TAGLIAFICO, A.; KELAHER, B.P.; MARIANO-NETO, E.; BARROS, F. 2018. Impact of invasive corals *Tubastrea* spp. on native coral recruitment. *Marine Ecology Progress Series*, 605, 125-133.
- MIRANDA, R.J.; JOSÉ DE ANCHIETA, C.C.; MARIANO-NETO, E.; SIPPO, J.Z.; BARROS, F. 2018. Do invasive corals alter coral reef processes? An empirical approach evaluating reef fish trophic interactions. *Marine environmental research*, 138, 19-27.
- MOREIRA, P.L.; RIBEIRO, F.V.; CREED, J.C. 2014. Control of invasive marine invertebrates: an experimental evaluation of the use of low salinity for managing pest corals (*Tubastraea* spp.). *Biofouling*, 30(5), 639-650.

Monitoramento da espécie exótica invasora *Axis axis*, (Artiodactyla: Cervidae), no Parque Estadual Espinilho Rio Grande do Sul

Everson Elenilton Fleck ^{12*}

¹ Parque Estadual do Espinilho, Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Rio Grande do Sul, Barra do Quaraí, RS, Brasil. * everson-fleck@sema.rs.gov.br

² Universidade de Araraquara, Araraquara, SP, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Parque Espinilho, *Axis axis*, espécie invasora, monitoramento ambiental

INTRODUÇÃO

O Parque Estadual do Espinilho tem uma grande importância entre as Unidades de Conservação do Rio Grande do Sul por ser a única a preservar a formação Parque Espinilho no Brasil, ocorrente somente na Campanha Gaúcha. Considerando a espécie exótica invasora *Axis axis* (Erxleben, 1777) (Artiodactyla: Cervidae) (RS, 2013 e RS, 2016), teve no Parque do Espinilho o seu primeiro registro em 2009 (Sponchiado; Melo; Cárceres, 2011). Considerando o potencial de competição desta espécie com as demais espécies nativas de cervídeos (Duarte, 2012), os riscos que esta competição representa para a fauna de mamíferos nativa ameaçadas de extinção regionalmente, como o veado-campeiro *Ozotoceros bezoarticus*. É preocupante que estas populações exóticas estejam ampliando rapidamente sua área de distribuição na região (Etges, 2016), esta continuidade da presença pode gerar competição, tanto por alimento, quanto cruzamento entre as espécies, potencializando a extinção das espécies nativas de cervos. A pesquisa ocorreu em janeiro e fevereiro de 2014, pela proatividade do servidor em atuação na Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Em decorrência da falta de recursos humanos, adotava prática de deslocamentos quinzenais para apoio entre Unidades de Conservação, para a realização de tarefas rotineiras. Fora a primeira oportunidade que o autor utilizou este tipo de equipamento, então alguns ajustes foram acontecendo ao longo dos dias de utilização. O objetivo geral foi verificar a continuidade de permanência da espécie exótica invasora *Axis axis* no Parque Estadual do Espinilho, no Rio Grande do Sul. Os objetivos específicos foram realizar monitoramento ambiental (Corbi, 2014), através da utilização de equipamento armadilha fotográfica para tentar registrar a continuidade da espécie exótica invasora *Axis axis* e entrevistar atores sociais que estão presentes no entorno do Parque, e se estes presenciaram avistamentos da espécie.

METODOLOGIA

A metodologia aplicada por meio de pesquisa qualitativa para verificar a existência da espécie *Axis axis* na área da Unidade de Conservação do Parque Estadual do Espinilho no Estado do Rio Grande do Sul. O local de estudo representa a unidade de análise para confirmar a continuidade da presença do cervídeo. Sponchiado, Melo e

Carceres (2011) relataram o primeiro registro da espécie Cervídeo *Axis axis* no Brasil no ano de 2009. Buscou-se produzir novas informações da existência da espécie invasora durante as duas primeiras quinzenas de janeiro e fevereiro de 2014, tanto na Unidade de Conservação quanto no seu entorno (Deslauriers, 1991 *apud* Silveira e Córdova, 2009, p. 32). Foram realizadas duas abordagens. Em uma delas foram entrevistados vinte moradores e trabalhadores de fazendas do entorno da Unidade de Conservação (um por propriedade), enquanto atores sociais e dois moradores do centro urbano de Barra do Quaraí que costumam caminhar diariamente na Rodovia BR 472, que corta o Parque. Utilizando o Princípio da Saturação, considerando o nível local de "informantes chaves" (Miguel, 2009), devido a sua constante presença nas propriedades, são detentores de conhecimento e de informações de abrangência local, obtidas de forma oral. Durante a aplicação do roteiro semiestruturado, ao realizar a pergunta de número oito, foi apresentado aos entrevistados duas folhas com as imagens de duas espécies de cervos, a fim dos entrevistados identificarem qual seria a espécie de cervo. Uma com as imagens do *Axis axis*, objeto deste trabalho, e outra com imagens do veado-campeiro (*Ozotocerus bezoarticus*), de ocorrência natural e restrita no Rio Grande do Sul, com vestígios de registros no PE Espinilho (RS, 2009). A outra abordagem envolveu o monitoramento através de armadilha fotográfica Bushnell, modelo número 119537, instalada a aproximadamente um metro do solo, fixada em árvores, regulada para disparar quando ocorrer detecção de movimentação, intercalada com a realização de filmagens de 10 segundos. Instalada em 2014, de 03 a 16 de janeiro e 02 a 15 de fevereiro em pontos alternadamente: Ponto 1: Latitude: 30°11'4.77"S e Longitude 57°29'47.88"O; Ponto 2: Latitude: 30°11'21.24"S e Longitude 57°29'55.50"O; e Ponto 3: Latitude: 30°11'22.93"S e Longitude 57°29'55.69"O. Foram substituídas as memórias digitais da armadilha a cada dois dias, sendo verificados os arquivos posteriormente em escritório.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Entre os resultados obtidos em 2014, as capturas na armadilha fotográfica confirmaram a espécie dentro do perímetro do PE Espinilho, com registros de indivíduos macho e fêmea de cervo *Axis axis* (Duarte, 2015). Na aplicação do roteiro semiestruturado, os entrevistados declararam os avistamentos da espécie exótica nas áreas de entorno da UC, nas proximidades do Rio Quaraí-Chico na BR 472 na Unidade de Conservação e em propriedades no entorno do Parque. Inclusive com relatos de animais que vieram a óbito nas cercas de arame, em divisas de propriedade e na faixa de domínio na rodovia. A armadilha fotográfica também possibilitou diversos registros de outras espécies de fauna que circulam na UC. Os pontos foram escolhidos a partir de relatos de rastros de cervídeos em áreas no interior do perímetro da UC, nas proximidades dos formigueiros (*Atta vollenweideri*), em áreas mais abertas da formação de vegetação parque, ainda em processo de regeneração natural. Também se registrou os extremos de temperatura: no auge do verão em período diurno a mais elevada registrada foi de 50°C no dia 10 de fevereiro de 2014, aproximadamente às 15 horas, e a mais baixa em período noturno foi de

21°C em 15 de janeiro de 2014, as 04 horas. São sugeridas ações de monitoramento contínuo, planejamento para estudo de ações de controle e erradicação desta espécie invasora, quanto ações para aproximação da gestão da Unidade de Conservação com a população do entorno, seja para que conheçam o Parque, ou para conhecerem as espécies de fauna nativa e exótica invasora. A falta de recursos humanos lotados diretamente na Unidade de Conservação prejudica a realização do monitoramento periódico através de armadilha fotográfica e também a distância com as instituições de pesquisa dificulta a presença de pesquisadores na Unidade de Conservação. Em 2018, transcorrido quatro anos deste estudo e nove anos do primeiro registro, ainda não há medidas mais efetivas de controle da espécie exótica invasora no Parque do Espinilho. Há uma lacuna a ser preenchida, com novos monitoramentos e a tomada de medidas de controle e estudos para ações de erradicação da espécie (RS, 2017), para evitar a competição com espécies nativas.

CONCLUSÃO

As atividades de pesquisa realizadas confirmaram a continuidade da espécie exótica invasora *Axis axis* no Parque Estadual do Espinilho, causando uma série de riscos, de competições e outros com as espécies nativas locais. Urge a tomada de decisão para a realização de ações de monitoramento e controle, sejam pela Unidade de Conservação ou por pesquisas de longo prazo. O desconhecimento da UC, seus limites e das espécies presentes indica a necessidade de um trabalho de conscientização com a população.

LITERATURA CIENTÍFICA

CORBI, A.C.A. Monitoramento Ambiental. Parte I. In: UNIARA, Araraquara, s/d, 2014 p. 4. Disponível em: <http://ead.uniaraonline.com.br/moodle/mod/resource/view.php?inpopup=true&id=10849>. Acesso em 20 de out. 2018.

DUARTE, J.M.B. Conservação dos Cervídeos Brasileiros. In: DUARTE, J.M.B.; REIS, M.L. (org.) Plano de ação nacional para a conservação dos cervídeos ameaçados de extinção. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2012. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-cervideos/cervideos-web.pdf>. Acesso em 22 out. 2018.

_____. Solicitação de orientação para identificação de casal axis, 2015. [mensagem pessoal eletrônica]. Mensagem recebida por <evfle3@hotmail.com> em 24 agosto 2015.

ETGES, M.F. *Axis axis* em foco: efeitos da introdução e modelagem da invasão. 2016. 70 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2016. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/150711>. Acesso em: 08 out. 2018.

MIGUEL, L.A. et al. Dinâmica e diferenciação de sistemas agrários. Porto Alegre: UFRGS, 2009.

RIO GRANDE DO SUL. Plano de Manejo do Parque Estadual do Espinilho. Secretaria do Estado do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul – SEMA/RS. Porto Alegre, (2009). 238 p. Disponível em: <<http://repositorio.unb.br/handle/10482/18866>>. Acesso em: 08 out. 2018.

_____. Portaria SEMA n° 79 de 31 de outubro de 2013. Reconhece a Lista de Espécies Exóticas Invasoras do Estado do Rio Grande do Sul e demais classificações, estabelece normas de controle e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201810/02143817-23180118-portaria-sema-79-de-2013-especies-exoticas-invasoras-rs.pdf>>. Acesso em: 19 out. 2018.

_____. PROJETO RS BIODIVERSIDADE. Estratégias e políticas públicas para o controle das espécies exóticas invasoras / Instituto Hórus. Consultoria técnica de Sílvia Ziller. 1ª. ed. - Porto Alegre: Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler, 2016. 52p. il. (Caderno de resultados, 2). Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201706/28164322-exoticas-invasoras-versaodigital.pdf>>. Acesso em: 19 out. 2018.

_____. Resolução CONSEMA n° 369/2017. Estabelece normas gerais para implantação de Programa Estadual para o controle de espécies exóticas invasoras e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201810/01163446-resolucao-369-2017-consema-cria-pee.pdf>>. Acesso em: 19 out. 2018.

SILVEIRA, D.T.; CÓRDOVA, F.P.A. Pesquisa Científica. In: GERHARDT, T.E.; SILVEIRA, D.T. [Orgs.]. Métodos de pesquisa. UAB/UFRGS e pelo Curso de Graduação Tecnológica – Planejamento e Gestão para o Desenvolvimento Rural da SEAD/UFRGS. – Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2009. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/cursopgdr/downloadsSerie/derad005.pdf>>. Acesso em: 09 nov. 2014.

SPONCHIADO, J.; MELO, G.L.; CACERES, N.C. First record of the invasive alien species *Axis axis* (Erleben, 1777) (Artiodactyla: Cervidae) in Brazil. *Biota Neotrop.*, Campinas, v. 11, n. 3, p. 403-406, set. 2011. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032011000300032&lng=pt&nrm=iso. Acesso em: 08 out. 2018

Plano de restauração ecológica em áreas pós-controle de gramíneas exóticas invasoras no Parque Estadual Quarta Colônia, RS

Marcela Peuckert Kamphorst Leal da Silva ^{1*}, Ana Paula Moreira Rovedder ¹,
Caroline Lorenci Mallmann ², Jaqueline Beatriz Brixner Dreyer ¹,
Matheus Degrandi Gazzola ¹

¹ *Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. * marcelapkl@gmail.com*

² *Parque Estadual da Quarta Colônia, Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura
do Rio Grande do Sul, Agudo, RS, Brasil.*

PALAVRAS-CHAVE: invasão biológica, recuperação de áreas degradadas,
nucleação, adequação ambiental

INTRODUÇÃO

De acordo com a International Union for Conservation of Nature a invasão biológica é considerada a segunda maior causa de perda de diversidade biológica em nível global (IUCN, 2000). Espécies invasoras são aquelas que, uma vez introduzidas a partir de outros ambientes, se adaptam e passam a reproduzir-se a ponto de ocupar o espaço de espécies nativas, produzindo alterações nos processos ecológicos naturais (Ziller, 2000). Gramíneas exóticas vêm se estabelecendo em Unidades de Conservação pelo Brasil inteiro, modificando os ambientes naturais, principalmente por serem altamente competitivas, podendo afetar a germinação e crescimento das espécies nativas (Medeiros e Focht, 2007). O Parque Estadual Quarta Colônia (PEQC), é uma unidade de proteção integral localizada na região central do RS, que somada aos esforços do Corredor Ecológico da Quarta Colônia, compõem uma importante estratégia para conservação e proteção dos remanescentes de Mata Atlântica na região. No entanto, estudos realizados pelo Núcleo de Estudos e Pesquisas em Recuperação de Áreas Degradadas (NEPRADE) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) atestam o problema de invasão biológica no PEQC (Hummel, 2015; Felker et al., 2018; Rovedder et al., 2018). Desta forma, a restauração ecológica com base nos princípios da nucleação surge como uma resposta frente ao aumento da degradação dos ecossistemas e à perda de biodiversidade (Martins et al., 2015). Além do mais, a nucleação auxilia no retorno das funções e dos processos ecológicos de áreas perturbadas de forma a respeitar a sua diversidade natural e apresenta baixo custo de implementação quando comparada aos modelos tradicionais de reflorestamento (REIS et al., 2014). Frente a isso, este trabalho tem como objetivo propor um plano de restauração ecológica em áreas pós-controle de gramíneas exóticas invasoras no Parque Estadual Quarta Colônia, RS, com vistas a definir e indicar as estratégias mais eficientes para as condições regionais.

METODOLOGIA

O presente trabalho foi desenvolvido no Parque Estadual Quarta Colônia, localizado na região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O local consiste em um vale

plano aluvial do rio Jacuí, localizado entre encostas íngremes com altitudes de até 300 m, em região de transição entre as províncias geomorfológicas do Planalto Riograndense e da Depressão Central (Piazza, 2015). A vegetação dominante é de Floresta Estacional em vários estágios sucessionais, ocorrendo em formações primárias até vegetação secundária em estágio inicial de regeneração (Marcuzzo, 2012). Cabe salientar que os fragmentos florestais em início de sucessão são derivados de intensos processos de uso do solo, incluindo as áreas de desmobilização do canteiro de obras da Usina Hidrelétrica de Dona Francisca que hoje resultam em ambiente degradado e amplamente contaminado por espécies exóticas invasoras em meio à vegetação nativa, interferindo diretamente nos processos de sucessão natural. Tal situação determina as condições atuais da área da unidade, onde aproximadamente 30%, equivalente a 557,17 ha, são classificadas como áreas degradadas e compreendem grande foco de dispersão de espécies exóticas invasoras (Mallmann et al., 2015). No mês de março do ano de 2019 teve início a execução das atividades de manejo e controle das espécies exóticas invasoras nas áreas definidas como prioritárias, anteriormente. Estas áreas apresentam alto potencial de invasão biológica e foram definidas a partir do uso de técnicas de sensoriamento remoto, correspondendo a 120 ha. Para isso, foi realizado o controle com os métodos mecânico e químico combinados em 100% dos indivíduos das espécies invasoras. Dentre essas áreas prioritárias, destacam-se as áreas abertas com predomínio de invasão por gramíneas exóticas, haja vista que estas apresentam menor diversidade de espécies e, conseqüentemente, uma baixa resiliência local. Além do mais, foi observado um alto percentual de regeneração das gramíneas exóticas invasoras, mesmo após a execução das práticas de controle destas espécies, demonstrando a necessidade de implementação de estratégias de restauração, no sentido de melhorar a resistência a novas investidas de colonização. Frente a isso, foi elaborado um plano de restauração ecológica, no qual foi indicado as estratégias mais adequadas para áreas abertas com predomínio de invasão biológica por gramíneas exóticas no PEQC.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da análise preliminar das áreas pós-controle de gramíneas exóticas invasoras no Parque Estadual Quarta Colônia constatou-se que há novas investidas destas espécies nas áreas. Estas espécies de gramíneas exóticas invasoras apresentam grande poder de disseminação, uma vez que a planta-mãe é capaz de gerar dezenas de outras plantas devido aos seus mecanismos de propagação vegetativa. Além do mais, as sementes podem germinar no momento que caem no solo ou permanecerem dormentes por meses, sendo que essa dormência é característica fundamental na resistência à erradicação (Rodrigues e Rodrigues, 1996). Entre as gramíneas com elevado potencial invasor presentes no PEQC estão *Brachiaria decumbens* (braquiária), *Brachiaria humidicola* (braquiária) e *Pennisetum purpureum* (capim-elefante). Frente a este cenário, indica-se em um primeiro momento a realização de práticas de abafamento do banco de sementes do solo das espécies exóticas. Para isso, sugere-se o abafamento a partir da deposição de uma camada

com espessura de 5 cm de cavacos de madeira. A indicação do uso deste material é devido à presença de resíduos lenhosos nas áreas, gerados a partir do controle das espécies exóticas no PEQC. Após seis meses deste abafamento inicial, proponha-se a implementação de técnicas nucleadoras nas áreas. De acordo com Bechara et al. (2006) os tradicionais modelos de restauração, acabam pulando etapas iniciais de sucessão, inibindo as interações planta-animal. Por outro lado, a nucleação preza a integração da comunidade com a paisagem que a rodeia, sendo sua prioridade refazer os processos da sucessão natural baseada numa visão sistêmica da paisagem (Kuntschik et al., 2011). Diante do exposto, recomenda-se o plantio em núcleos de mudas nativas da região. Por fim, aliado ao plantio em núcleos recomenda-se a implementação de outras duas técnicas nucleadoras: Poleiros artificiais e transposição de galharias. Dentre as diferentes técnicas nucleadoras, Reis et al. (2007) destaca o uso de poleiros artificiais e a transposição de galharias como excelentes estratégias para a restauração de grandes áreas abertas, devido estas servirem de atrativos para a fauna. Desta forma, as estratégias de nucleação potencializam os processos de chuva de sementes e de regeneração natural das espécies nativas, auxiliando no retorno da biodiversidade nas áreas pós-controle de gramíneas exóticas invasoras no PEQC.

CONCLUSÃO

É crucial a implementação de projetos de restauração ecológica em áreas pós-controle de exóticas invasoras para que não haja novas investidas destas espécies. No entanto, ao se planejar a restauração ecológica deve-se ser levado em consideração o uso de estratégias nucleadoras para que haja o retorno da biodiversidade de forma mais natural e econômica. Por fim, o monitoramento contínuo configura-se como uma ação indispensável para que realmente haja o sucesso do projeto de restauração.

LITERATURA CIENTÍFICA

BECHARA, F.C. 2006. Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Piracicaba: Doutorado em Recursos Florestais, Universidade Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 249 p.

FELKER, R.M.; ROVEDDER, A.P.M.; STEFANELLO, M.M.; HUMMEL, R.B.; PIAIA, B.B.; PIAZZA, E.M. 2018. Caracterização florística e estrutural de fragmento florestal na região central do RS. NATIVA, 6 (1): 73-78.

HUMMEL, R.B. 2015. Invasão biológica por *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton no Parque Estadual Quarta Colônia, RS. Santa Maria: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, 72 p.

IUCN. 2000. Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. 51st Meeting of Council, February.

KUNTSCHIK, D.P. et al. 2011. Restauração ecológica: sistemas de nucleação / Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Unidade de Coordenação do Projeto de Recuperação das Matas Ciliares. São Paulo, SMA, 63 p.

MALLMANN, C.L.; PRADO, D.A.; PEREIRA FILHO, W. 2015. Índice de vegetação por diferença normalizada para caracterização da dinâmica florestal no parque estadual Quarta Colônia, estado do Rio Grande do Sul – Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física* 08 (05): 1-15.

MARCUZZO, S.B. 2012. Métodos e espécies potenciais à restauração de áreas degradadas no Parque Estadual Quarta Colônia, RS. Santa Maria: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, 155 p.

MARTINS, S.V.; NETO, A.M.; RIBIRO, T.M. 2015. Uma abordagem sobre a diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: *Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados*. Viçosa, UFV, p.19-41.

MEDEIROS, R.B.; SAIBRO, J.C.; FOCHT, T. 2009. Invasão de capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no Bioma Pampa do Rio Grande do Sul In: *Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Brasília, UFRGS, p.319-332.

PIAZZA, E.M. 2015. Levantamento fitossociológico e etnobotânico como ferramenta par o uso sustentável e conservação dos recursos florestais. Santa Maria: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, 128 p.

REIS, A.; TRES, D.R.; SCARIOT, E.C. 2007. Restauração na Floresta Ombrófila Mista através da sucessão natural. *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo, 55 (1): 67-73.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; TRES, D.R.; TRENTIN, B.E. 2014. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. *Ciência Florestal*, 24 (2): 509-518.

RODRIGUES, L.R. de A.; RODRIGUES, T.J.D. 1996. Estabelecimento de capins do gênero *Cynodon* em áreas de *Brachiaria* spp. In: *WORKSHOP SOBRE O POTENCIAL FORRAGEIRO DO GÊNERO CYNODON*, Juiz de Fora. Anais... Juiz de Fora, EMBRAPA-CNPGL, p. 9-21.

ROVEDDER, A.P.M.; FELKER, R.M.; HUMMEL, R.B.; SILVA JUNIOR, J.C.C.; STEFANELLO, M.M.; PIAIA, B.B.; SILVA, M.P.K.L. 2018. Natural Regeneration in a Conservation Unit: Subsidy for Restoration Actions. *FLORESTA E AMBIENTE*, 25 (1): 1-10.

ZILLER, S.R. 2000. A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. Curitiba: Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal do Paraná, 268 p.

Mapeamento espaço-temporal da presença de *Pinus* sp. no extremo norte do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, em área de campo de dunas

Lisandro Marcio Signori ^{1*}, Jorge Ricardo Ducati ²

¹ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, Brasília, DF, Brasil.

* lisandromsg@gmail.com

² Departamento de Astronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: sensoriamento remoto, exótica invasora, Parque Nacional da Lagoa do Peixe, *Pinus* sp.

INTRODUÇÃO

Espécies exóticas invasoras são atualmente uma das principais causas da perda de biodiversidade no planeta, gerando mudanças na estrutura e composição dos ecossistemas, levando a impactos prejudiciais para os serviços ecossistêmicos, afetando economias e bem-estar das populações humanas (IUCN, 2018). No Brasil o gênero *Pinus* tem sido reportado como potencial invasor de áreas abertas (Zanchetta e Diniz, 2006; Zenni e Ziller, 2011). Em modelo proposto por Richardson e Higgins (1998) o vento é considerado como único vetor de dispersão de sementes de pinus, e a ocorrência de novos indivíduos decai exponencialmente com a distância da fonte de sementes. Ziller e Galvão (2002) reportam que o relevo associado à direção dos ventos é fator fundamental na dispersão de sementes de *Pinus elliottii* e *Pinus taeda*. O processo de invasão por *Pinus* sp. apresenta-se em etapas bem definidas: o primeiro estágio gera dispersão densa no entorno do núcleo fonte de sementes e dispersão esparsa de indivíduos isolados na medida em que se afasta do núcleo fonte; o segundo estágio inicia quando as árvores da dispersão esparsa começam a também produzir sementes; a partir deste ponto as chances de um controle bem-sucedido sofrem redução considerável (Langdon; Pauchard; Aguayo, 2010). No enfrentamento do problema da invasão por espécies exóticas, a criação de sistemas de detecção precoce é medida importante para viabilizar soluções (Ziller e Deochum, 2013). Neste contexto, o uso de sensoriamento remoto tem sido crescente como meio de monitoramento de vegetação exótica invasora através de mapeamentos que auxiliam a detecção e avaliação do grau das invasões (Rocchini, 2015). Este trabalho teve o objetivo de mapear a presença do *Pinus* sp. que se originou por dispersão espontânea de sementes em meio ao campo de dunas no extremo norte do Parque, com uso de imagens de satélite entre os anos 2011 e 2017, e verificar a dinâmica e tendências da expansão.

METODOLOGIA

O estudo utilizou imagens *RapidEye*, que são obtidas por uma constelação de cinco satélites que contém sensores idênticos e igualmente calibrados entre si. As cenas utilizadas são do nível 3A –*RapidEye Ortho Product*, cujos dados são entregues com correção geométrica e radiométrica, mas sem correção atmosférica (PLANET, 2016).

Considerando que após períodos muito chuvosos as cenas estão mais escuras devido à absorção de radiação pela água presente nos solos molhados (Jensen, 2009), procurou-se imagens evitando tais manchas escuras características, resultando as seguintes datas: 17/03/2011, 13/11/2013, 03/03/2015, 23/08/2017. As cenas foram empilhadas com as bandas *Blue*, *Green*, *Red*, *Red Edge* e *NIR* nesta ordem, e foi feita uma composição em falsa cor RGB na qual o canal R recebe a banda *NIR*, o canal G recebe a banda *Red Edge*, e o canal B recebe a banda *Green*. Uma análise visual identificou as fisionomias vegetais existentes na paisagem, e refinou-se a interpretação visual através do algoritmo *Spectral Angle Mapper* (SAM). O algoritmo SAM é um classificador de pixels capaz de determinar a similaridade entre assinaturas espectrais comparando o espectro de cada pixel contido na imagem com a assinatura espectral de referência, que pode ser extraída diretamente da imagem de satélite a partir da seleção de pixels puros (Petropoulos et al., 2010). Girouard et al. (2009) observam que a limitação principal do método SAM relaciona-se com a ocorrência da mistura espectral, processo que ocorre sempre que um pixel inclui duas ou mais classes espectrais (Freitas; Haertel; Shimabukuro, 2008). Pixels foram selecionados no interior de talhões de *Pinus* sp. próximos para representar a assinatura espectral de referência, e de forma semelhante ao realizado pelos autores Yi, Shimabukuro e Quintanilha (2007) testou-se valores para a distância angular máxima aplicada ao classificador SAM e observou-se os resultados por análise visual, avaliando a correta identificação dos pixels classificados, o que gerou o limite angular de 0,20 radianos. A validação da classificação foi feita somente para a cena *RapidEye* de 19/11/2017 a partir de uma verdade de campo real e coleta de pontos utilizando um GPS de navegação. Gerou-se 50 pontos aleatórios sobre a classe *Pinus* para avaliar os erros de comissão, e 50 pontos aleatórios no entorno da classe *Pinus* para avaliar os erros de omissão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As áreas de *Pinus* sp. em meio ao campo de dunas foram separadas em duas regiões, A e B, que se formaram em torno de núcleos de dispersão de sementes, originados pelas primeiras árvores adultas que ali surgiram. Na região A, observou-se a seguinte sequência de valores para a área detectada: 2,76 ha; 2,56 ha; 5,14 ha; 10,02 ha; e na região B observou-se as seguintes áreas: 1,5 ha; 1,35 ha; 2,65 ha; 3,36 ha; sucessivamente nas datas 17/03/2011, 13/11/2013, 03/03/2015, 23/08/2017. Dentre as limitações existentes na classificação automática de pixels, destacam-se dois pontos importantes: os alvos de interesse em sensoriamento remoto podem não ser espectralmente distintos nas bandas disponíveis na imagem, e a resolução espacial utilizada pode apresentar pixels com mistura espectral (Meneses e Sano, 2012; Lu e Weng, 2007). Na fase de testes da classificação, comparou-se cenas úmidas e secas em datas próximas e verificou-se que a umidade da cena invariavelmente reduziu a área da classe *pinus*, fato que pode ser explicado pela alteração nas assinaturas espectrais, decorrente da maior quantidade de água na cena, fato explicando por Jensen (2009), pois além das absorções características da molécula de água, também ocorrem absorções em comprimentos de onda adjacentes reduzindo de modo amplo

a resposta espectral das superfícies molhadas. Este fator, gerou na cena de 2013 uma pequena e inesperada redução no número de pixels pínus de 7% na região A e 10% na região B, em relação a 2011. Nos anos de 2015 e 2017 a área da classe pínus voltou a crescer, e observando todo o período analisado, a classe de pixels pínus teve aumento de 364% na região A e 224% na a região B. Após o estabelecimento das primeiras árvores adultas, as regiões A e B funcionaram como núcleos fonte de sementes gerando disseminação preferencial no sentido nordeste, que é a orientação do vento dominante. A validação resultou um índice de 4% para erros de comissão e 18% para erros de omissão, gerando exatidão global de 89%. O percentual relativamente alto de erros de omissão indica que poderia se aumentar levemente o limite angular do classificador SAM, no entanto, este limite maior tenderia a aumentar os erros de comissão, classificando áreas de gramíneas mais vigorosas como sendo *Pinus* sp.

CONCLUSÃO

A capacidade invasora do *Pinus* sp. já descrita em outros trabalhos foi também observada neste estudo, o vento foi confirmado como principal fator de dispersão de sementes de modo que a mancha da exótica se espalha no sentido do vento dominante NE-SO. Verificou-se leve aceleração na expansão da área de *Pinus* sp., que pode ser explicada pela presença de árvores adultas disseminando sementes. A permanecer a tendência verificada, a área de *Pinus* sp. no campo de dunas seguirá crescendo e ocupando progressivamente todos espaços disponíveis e aptos à fixação da espécie.

LITERATURA CIENTÍFICA

FREITAS, R.M.; HAERTEL, V.; SHIMABUKURO, Y.E. Modelo Linear de Mistura Espectral em imagem de moderada resolução espacial. **Boletim de Ciências Geodésicas**, Curitiba, v. 14, no 1, p.55-71, 2008.

JENSEN, J.R. **Sensoriamento remoto do ambiente**. 2. ed. São José do Campos: Parêntese Editora, 2009.

GIROUARD, G. et al. Validated spectral angle mapper algorithm for geological mapping: Comparative study between Quickbird and Landsat. In: ISPRS

CONGRESS: GEO-IMAGERY BRIDGING CONTINENTS, **Anais eletrônicos** Istanbul, 2004.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). **Termo de compromisso ambiental assinado com FLOPAL e Florestal Mostardas**, 2011.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **Invasive species**. Disponível em: <https://www.iucn.org/theme/species/our-work/invasive-species>. Acesso em: 20 jan. 2018.

LANGDON, B.; PAUCHARD, A.; AGUAYO, M. *Pinus contorta* invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. **Biological Invasions**. v.12 p. 3961–3971, 2010.

LU, D.; WENG, Q. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance, **International Journal of Remote Sensing**. v. 28, p 823-870, 2007.

MENESES, P.R.; SANO, E.E. Classificação pixel a pixel de imagens. In: MENESES, P.

PLANET. **Rapid Eye Imagery Product Specifications**. Version 6.1, 2016

PETROPOULOS, G.P. et al. A Comparison of spectral angle mapper and artificial neural network classifiers combined with Landsat TM imagery analysis for obtaining burnt area mapping. **Sensors**, n. 10, p.1967-1985, 2010.

RICHARDSON, D.M.; HIGGINS, S.I. Pines as invaders in the southern hemisphere. In: RICHARDSON, D.M. (Ed.). **Ecology and biogeography of *Pinus***. Cambridge: Cambridge University Press, p. 450 - 473, 1998.

ROCCHINI, D. Potential of remote sensing to predict species invasions: A modelling perspective. **Progress in Physical Geography**. 2015; 1-27

YI, J.R.L.; SHIMABUKURO, Y.E.; QUINTANILHA, J.A. Identificação e mapeamento de áreas de milho na região sul do Brasil utilizando imagens MODIS. **Engenharia Agrícola**, v.27, n.3, p.753-763, 2007.

ZANCHETTA, D.; DINIZ, F.V. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. em três diferentes áreas na estação ecológica de Itirapina (SP, Brasil). **Revista do Instituto Florestal**, v18, p. 1-14, 2006.

ZENNI, R.D.; ZILLER, S.R. An overview of invasive plants in Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 34(3), p. 431-446, 2011.

ZILLER, S.R.; DECHOUM, M.S. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p 4-31, 2013.

ZILLER, S.R.; GALVÃO, F. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. **Floresta**, v.32, n. 1, p 41-47, 2002.

Avaliação temporal da dispersão de *Pinus* sp. e da dinâmica do uso e cobertura do solo no entorno da Lagoa do Paurá, São José do Norte, RS

Bruna de Sá Piñeiro ¹, Letícia Sebastião Miranda ¹,
Alexandre de Paula Alves ², Katia Helena Lipp Nissinen ¹

¹ Programa de Pesquisas Ambientais da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler, Porto Alegre, RS, Brasil. * katiahln@fepam.rs.gov.br

² Serviço de Geoprocessamento da FEPAM, Porto Alegre, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: sensoriamento remoto, exóticas arbóreas, silvicultura, área de preservação permanente, conservação, dunas, licenciamento ambiental

INTRODUÇÃO

A Planície Costeira do Rio Grande do Sul (PC) possui uma extensão norte-sul de 640 km e área de 37.000 km², dos quais 61% são compreendidos por superfície terrestre e 39% por corpos de água (Schäfer et al., 2009a e 2009b). Segundo esses autores, a PC tem 60 km na sua maior largura e apresenta ecossistemas heterogêneos, com geobiodiversidade rica e única no mundo. A sua formação geológica deveu-se às transgressões e regressões do nível do mar, durante as glaciações do Pleistoceno e Holoceno no Quaternário. Acúmulos sedimentares justapostos em quatro sistemas do tipo barreira-laguna permitiram a formação de um cordão de lagoas e áreas úmidas. Na PC, ao norte do município de São José do Norte, no Litoral Médio, situa-se a Lagoa do Paurá, considerada área de relevante importância para a conservação (MMA, 2018). Dentre os fatores de impacto, que ameaçam os ecossistemas locais, está a silvicultura de *Pinus* sp., com interesse para a indústria moveleira e química. O pinus é uma espécie exótica arbórea com grande potencial invasor e dominante; reproduz-se rapidamente, ocupando o espaço de outras espécies e alterando os processos ecológicos naturais (Ziller e Galvão, 2001). Próxima à Lagoa do Paurá há silvicultura de pinus, desenvolvida desde 1976 e licenciada pelo Órgão Ambiental Estadual (FEPAM) a partir de 2010. O objetivo deste trabalho foi identificar, quantificar e mapear as classes temáticas de uso e cobertura do solo no entorno imediato da Lagoa do Paurá, verificar suas variações em área e distribuição ao longo do tempo, bem como os fatores, tais como o pinus, influenciadores da alteração da paisagem.

METODOLOGIA

A Lagoa do Paurá, em São José do Norte, Litoral Médio (coordenadas 31°34'S, 51°17'W e 31°35'S, 51°18'W), insere-se no trecho compreendido pela grande restinga que separa a Laguna dos Patos e o Oceano Atlântico, onde ocorrem, predominantemente, campos de dunas planícies marinhas e lagunares (Viero e Silva, org., 2010). A região fitoecológica pertence à Área das Formações Pioneiras, incluindo vegetação limnófila, campestre, de duna, mata de restinga e banhado, com uma rica

fauna. Quatro imagens do satélite Landsat 5 TM, datadas de 1985, 1996, 2006 e 2011, foram obtidas gratuitamente do catálogo do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Essas foram selecionadas com os seguintes parâmetros básicos: cobertura máxima de nuvens de 50% para boa visualização da área de estudo, sensor TM, órbita 221, ponto 082. As imagens foram georreferenciadas no aplicativo SPRING 4.3.3. Dentre as composições de bandas espectrais existentes entre as sete disponíveis, a que demonstrou melhor definição para a identificação das classes temáticas de uso e cobertura do solo presentes na área de estudo foi a combinação 5R4G3B. A área investigada foi limitada a um buffer de 18,93 km² no entorno da Lagoa. Nesse buffer, utilizando-se o ArcGIS® Desktop 10.0, foram identificadas, vetorizadas manualmente, quantificadas e mapeadas as classes temáticas em cada imagem. A identificação foi realizada na escala de 1:40.000, por interpretação visual, a partir de comparações de textura, coloração e similaridade entre os polígonos temáticos, apoiada em dados de referências bibliográficas, mapa do exército, e outros mapas da região. A vetorização manual das imagens selecionadas foi realizada utilizando-se a escala de 1:6.000 para a delimitação dos polígonos temáticos e a quantificação dos pixels internos a cada um. Além disso, foi realizada visita técnica em campo, em janeiro de 2014, para observação, registros fotográficos e conferência das evidências de laboratório.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir das quatro imagens, foram identificadas e delimitadas oito classes de uso e cobertura do solo no buffer abrangendo a área do entorno da lagoa, resultando em quatro mapas temáticos. As classes temáticas foram descritas e tiveram suas áreas calculadas para cada imagem/ano, sendo essas as seguintes: duna, duna vegetada, mata de restinga, campo úmido/banhado, campo arenoso/solo exposto, campo de pastagem, silvicultura em horto e silvicultura em duna (essa última a partir de 1996). A área da lagoa também foi vetorizada e quantificada em cada uma das imagens. Dentre as várias modificações constatadas no período estudado de 26 anos, a classe duna vegetada teve sua área, praticamente, quadruplicada, com uma cobertura aumentando de 6% em 1985 para 23% em 2011, do total da área estudada. O aumento dessa classe, avançando sobre a classe duna, a qual diminuiu, decorreu das condições propícias ao povoamento vegetal, favorecidas pela presença da silvicultura em duna, localizada a nordeste da lagoa, e identificada, primeiramente, na imagem de 1996. A silvicultura em duna apresentou área de 61 ha em 1996, 66 ha em 2006 e 29 ha em 2011, correspondendo entre 2% e 3% da área total. A redução percebida em 2011 ocorreu, muito provavelmente, em virtude da remoção por corte dos espécimes de pinus plantados, em atendimento às condicionantes de cunho legal na Licença de Operação de Regularização emitida ao empreendimento pela FEPAM em 2010. O grande número de escapes de pinus das áreas de plantio comercial e a rapidez do seu estabelecimento nas áreas de importância para conservação, isto é, dunas e mata de restinga, como verificado na presente área de estudo, tende a acarretar alterações na paisagem. Portanto, são necessárias medidas preventivas, frequente monitoramento e ações de controle, tais como remoção ou alteração da

localização de talhões próximos às áreas naturais, identificação e corte das árvores invasoras na mata e retirada dos resíduos de árvores sobre o solo. Especificamente com relação ao plantio na porção noroeste da área de estudo, é recomendável a eliminação de exemplares de pinus, com o recuo do talhão para aumentar a distância entre esse e a mata de restinga. Medidas de controle através do corte foram também propostas por Portz et al. (2011) em estudo que apontou expansão das plantações e da dispersão natural de pinus em cerca de quatro vezes, entre 1986 e 2009, no entorno da Lagoa do Peixe e da Lagoa Pai João, dentro do Parque Nacional da Lagoa do Peixe nas proximidades da área do presente estudo.

CONCLUSÃO

Sensoriamento remoto e observações a campo indicaram notáveis mudanças na paisagem da Lagoa do Paurá durante 29 anos. Áreas de preservação permanente foram ocupadas por plantio e invasão de pinus. O licenciamento ambiental (2010) resultou na redução da silvicultura em duna. Porém, constatou-se repovoamento de pinus (2014) na área e sua invasão em mata de restinga e outras dunas. O método será útil para monitorar e fiscalizar áreas prioritárias à conservação sob a influência de plantios de exóticas.

(Agradecimentos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão das bolsas de iniciação científica (PIBIC) a Bruna de Sá Piñeiro e Letícia Sebastião Miranda.)

LITERATURA CIENTÍFICA

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2018. Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira – 2ª Atualização, 2018. Disponível em: <<http://areasprioritarias.mma.gov.br/2-atualizacao-das-areas-prioritarias>>. Acesso em: 14 out 2019.

PORTZ, L.; MANZOLLI, R.P.; SALDANHA, D. L.; CORREA, I. C. S. 2011. Dispersão de espécie exótica no Parque Nacional da Lagoa do Peixe e seu entorno. Revista Brasileira de Geografia Física. v. 4, n. 1, p. 35-38. Disponível em: <<http://www.revista.ufpe.br/rbgfe/index.php/revista/article/viewFile/171/152>>. Acesso em: 14 out 2019.

SCHÄFER, A. E., LANZER, R. M., PEREIRA, R. 2009a. Atlas Socioambiental dos municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar. Caxias do Sul: EDUCS, 372p., Il.

SCHÄFER, A. E.; MARCHETTO, C.; BIANCHI, A. (org). 2009b. Recursos hídricos dos municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte, Santa Vitória do Palmar – Manual de gestão sustentada. Caxias do Sul: EDUCS.

VIERO, A.C.; SILVA, D.R.A. da (org.) Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul. Programa Geologia do Brasil. Porto Alegre: CPRM, 2010.

ZILLER, S.R.; GALVÃO, F.A. 2004. A Degradação da Estepe Gramíneo-Lenhosa no Paraná por Contaminação Biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. Floresta, Curitiba, v.32, n.1, p.42-47.

O potencial de crescimento de uma árvore invasora *Pittosporum undulatum* em uma plantação de espécies nativas

Matheus Severo de Souza Kulmann ^{1*}, Alisson de Mello Deloss ¹,
Claudinei Garlet ¹, Mauro Valdir Schumacher ²

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal de Santa Maria,
Santa Maria, RS, Brasil.* matheuskulmann@hotmail.com

² Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: pau-incenso, espécie invasora, transformação de ecossistema

INTRODUÇÃO

Pittosporum undulatum é uma espécie nativa da Austrália, da família Pittosporaceae, considerada invasora em florestas tropicais e subtropicais (Hortal et al., 2010; Silva et al., 2018). Espécies exóticas consideradas invasoras representam grande ameaça aos ecossistemas em todo o mundo, especialmente pelo potencial de queda à biodiversidade global e da possibilidade de modificar processos ecológicos importantes (Brundu e Richardson, 2016; Silva et al., 2018), como ciclos de carbono (C) e nutrientes (Wardle e Peltzer, 2017). A substituição de espécies nativas por espécies invasoras pode produzir grandes mudanças no sistema ambiental, causando problemas severos na conservação ambiental, ciclos biogeoquímicos e hidrológicos (Hortal et al., 2010). Essas mudanças ocorrem, principalmente, pela competição direta por recursos água, nutrientes e luz com espécies nativas (Kueffer et al., 2010; Lourenço et al., 2011). Além disso, espécies invasoras tem potencial de crescimento mais eficaz que espécies nativas, podendo acumular maiores quantidades de biomassa acima do solo, principalmente por consumir recursos disponíveis no ambiente, que poderiam ser utilizados para o desenvolvimento de espécies nativas (Silva et al., 2018). Desse modo, monitorar o desenvolvimento de espécies invasoras pode contribuir para quantificar sua propagação e possibilidade de erradicação das populações, principalmente se serviços ecossistêmicos são afetados negativamente (Silva et al., 2018). O monitoramento do crescimento de plantas pode se basear em aspectos fenotípicos, como atributos morfológicos, entre eles, altura (H) e diâmetro do coleto (DC) (Tsakalimi et al., 2013). H e DC são consideradas as melhores variáveis preditoras de estimativa de biomassa de árvores individuais de *P. undulatum*, de acordo com estudo de Silva et al. (2014). O presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial de crescimento de uma árvore invasora *Pittosporum undulatum* em uma plantação de espécies nativas.

METODOLOGIA

O estudo foi realizado no Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria (JB-FSM) (Latitude 29°43'06"S; Longitude 53°43'45"W; Altitude 100 m), localizado em Santa Maria, Rio Grande do Sul (RS), região Sul do Brasil. O JB-UFSM foi implementado em 1981, com plantio de espécies nativas e exóticas com potencial

paisagístico em uma área de 14,5 ha, ocupado anteriormente por cultivo de culturas agrícolas anuais, por aproximadamente 30 anos. O solo predominante da área é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA, 2013). A topografia da área se caracteriza por relevo suavemente ondulado. O clima é subtropical úmido, tipo Cfa, segundo a classificação de Köppen, caracterizado por temperaturas amenas e chuvas, com pouca variação ao longo do ano. A precipitação média anual é de 1.781 mm. A temperatura média anual de 20,2°C. Umidade relativa de 82%. Para quantificar o desenvolvimento de *Pittosporum undulatum*, foram instaladas parcelas amostrais na área das plantações de espécies nativas, com área de 100 m² (10 m × 10 m). Para a determinação dos parâmetros morfológicos de crescimento foram utilizadas três parcelas de 100 m², representando uma repetição cada, escolhidas aleatoriamente, por meio de sorteio. O incremento em altura (cm) das plantas, foi avaliado utilizando trena métrica graduada e o incremento em diâmetro do coleto (mm), utilizando paquímetro universal analógico, subdivididas em classes de altura (C1: ≤0,5 m; 0,51 m ≥ C2 ≤ 1,00 m; 1,01 m ≥ C3 ≤ 2,00 m), com cada repetição composta por 25 plantas. A taxa de incremento em altura e diâmetro do coleto foi calculada pela diferença das medidas realizadas entre os dias 28 de junho de 2019 e 25 de setembro de 2019.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os maiores valores de incremento em altura foram observados na classe C3 (6,29 cm ± 1,16 cm). Isso ocorreu devido a esta classe apresentar maior potencial de interceptação de raios solares, uma vez que espécies invasoras investem maiores energias para a aquisição de recursos, como exemplo, maior área foliar, o que possibilita o aumento da taxa fotossintética e assimilação de C, contribuindo para a taxa de crescimento relativo (Wardle e Peltzer, 2017). Os menores valores de incremento em altura foram observados pela classe C1 (1,32 cm ± 0,19 cm). Isso ocorreu devido a grande abundância de indivíduos encontrados nesta classe e, que essa classe é responsável pela maior parte de biomassa disponível no ambiente. Desse modo, as plantas C1 contribuem para garantir a sobrevivência e sucesso de crescimento da espécie invasora em seu novo habitat, contribuindo para futuro investimento em crescimento, ao chegar a classes C3 e/ou maiores (Wardle e Peltzer, 2017). A classe C2 apresentou valores médios de incremento de altura (2,86 cm ± 0,54 cm), comparadas às classes C1 e C3. Isso era esperado, uma vez que o crescimento de espécies invasoras é potencializado em ambientes propícios ao seu desenvolvimento, como o ambiente estudado. Isso corrobora com características adaptativas de *P. undulatum* relatadas por Costa et al. (2012), onde mostra que a espécie se adapta principalmente as condições ambientes de altitude média, temperatura relativamente alta e baixos valores de umidade relativa, como condições ambientes encontradas na área de estudo. Os valores de incremento em diâmetro do coleto não apresentaram diferença estatística entre as classes estudadas. Isso pode estar relacionado a esse parâmetro morfológico estar associado a fatores fisiológicos e ambientes, como condições edafoclimáticas locais e, principalmente, pela competição por espaço hábil para seu desenvolvimento (Silva et al., 2018). Com base

neste estudo, estima-se que o incremento médio anual em altura da espécie chegará a 5,19 cm; 11,21 cm e 24,69 cm, nos indivíduos das classes C1; C2 e C3. Isso mostra o potencial de invasão desta espécie em ocupar áreas de composição nativa e, seu crescimento ser potencializado em áreas similares a estudada. Com isso, espécies invasoras, como *P. undulatum*, podem atingir um alto nível de dominância dentro de seu nível trófico em sua nova comunidade e podem exercer efeitos poderosos nos processos e propriedades do ecossistema em seu novo ambiente (Wardle e Peltzer, 2017).

CONCLUSÃO

Nosso estudo concluiu que a espécie *Pittosporum undulatum* tem grande potencial de invasão em áreas de plantio de espécies nativas. Os resultados de incremento em altura apresentados pelo estudo, demonstram a alta potencialidade de invasão biológica desta espécie em ecossistemas naturais. Com isso, evidencia-se a necessidade de planejar práticas que visem o controle da espécie nestes locais, visando evitar a proliferação desta espécie invasora, assegurando a conservação de ambientes nativos.

LITERATURA CIENTÍFICA

BRUNDU, G., RICHARDSON, D.M. 2016. Planted forests and invasive alien trees in Europe: a code for managing existing and future plantings to mitigate the risk of negative impacts from invasions. *NeoBiota*, 30:5–47.

COSTA, H.; ARANDA, S.C.; LOURENÇO, P.; MEDEIROS, V.; DE AZEVEDO, E.B.; SILVA, L. 2012. Predicting successful replacement of forest invaders by native species using species distribution models: The case of *Pittosporum undulatum* and *Morella faya* in the Azores. *Forest Ecology and Management*, 279, 90-96.

EMBRAPA. 2013. Sistema brasileiro de classificação de solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro.

HORTAL, J.; BORGES, P.A.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; DE AZEVEDO, E.B.; SILVA, L. 2010. Assessing the areas under risk of invasion within islands through potential distribution modelling: the case of *Pittosporum undulatum* in São Miguel, Azores. *Journal for Nature Conservation*, 18(4), 247-257.

KUEFFER, C.; DAEHLER, C.C.; TORRES-SANTANA, C.W.; LAVERGNE, C.; MEYER, J.Y.; OTTO, R.; SILVA, L. 2010. Magnitude and form of invasive plant impacts on oceanic islands: a global comparison. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12, 145-161.

LOURENÇO, P.; MEDEIROS, V.; GIL, A.; SILVA, L. 2011. Distribution, habitat and biomass of *Pittosporum undulatum*, the most important woody plant invader in the Azores Archipelago. *Forest Ecology and Management*, 262(2), 178-187.

TSAKALDIMI, M.; GANATSAS, P.; JACOBS, D.F. 2013. Prediction of planted seedling survival of five Mediterranean species based on initial seedling morphology. *New forests*, 44(3), 327-339.

SILVA, L.B.; LOURENÇO, P.; PONTE, N.B.; MEDEIROS, V.; ELIAS, R.B.; ALVES, M.; SILVA, L. 2014. Development of Allometric Equations for Estimating Above-Ground Biomass of Woody Plant

Invaders: The Case of *Pittosporum undulatum* in the Azores Archipelago. In International Conference on Dynamics, Games and Science (pp. 463-484). Springer, Cham.

SILVA, L.B.; LOURENÇO, P.; TEIXEIRA, A.; AZEVEDO, E.B.; ALVES, M.; ELIAS, R.B.; SILVA, L. 2018. Biomass valorization in the management of woody plant invaders: The case of *Pittosporum undulatum* in the Azores. *Biomass and bioenergy*, 109, 155-165.

WARDLE, D.A.; PELTZER, D.A. 2017. Impacts of invasive biota in forest ecosystems in an aboveground–belowground context. *Biological invasions*, 19(11), 3301-3316.

Índice de Área Foliar de *Pittosporum undulatum* em um fragmento florestal no Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria

Claudinei Garlet ^{1*}, Alisson de Mello Deloss ¹, Matheus Severo de Souza Kulmann ¹, Jullie dos Santos ¹, Marcos Vinícius Miranda Aguilar ¹, Mauro Valdir Schumacher ²

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. * claudineigarlet@gmail.com

² Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: espécie invasora, pau-incenso, IAF

INTRODUÇÃO

As espécies invasoras são aquelas que, introduzidas a partir de outros ambientes, se adaptam facilmente e passam a reproduzir-se a ponto de ocupar o espaço de espécies nativas, tendendo a tornarem-se dominantes após um período de tempo (Biondi e Muller, 2013). Essa dominância produz, conseqüentemente, alterações nos processos ecológicos naturais, promovendo a contaminação biológica e induzindo a uma degradação ambiental dos ecossistemas. Nesse contexto, algumas espécies de plantas invasoras apresentam características intrínsecas, como adaptação edafoclimática, dispersão de sementes e alelopatia, o que as torna espécies com elevado potencial de contaminação de ambientes naturais (Machado, 2018). Dentre tais espécies, *Pittosporum undulatum*, conhecida popularmente como pau-incenso, apresenta-se como uma das principais invasoras, possuindo alto potencial de disseminação. O pau-incenso, árvore da família Pittosporaceae originária da Austrália, é uma espécie perenifólia, com até 10 metros de altura, possuindo tronco tortuoso, com casca irregular de cor parda escura e copa densa (Lorenzi et al., 2003). Multiplica-se por sementes e caracteriza-se pela sua rusticidade, rápido crescimento, além de apresentar desenvolvimento tanto a pleno sol como sob sombreamento denso no sub-bosque florestal. Devido a esses aspectos, o pau-incenso já pode ser encontrado invadindo formações florestais em diversos países, como África do Sul, Havaí, Açores e Portugal (Negrelle et al., 2018). Em ambientes naturais afetados, a determinação do Índice de Área Foliar – IAF é uma ferramenta que irá auxiliar na avaliação do nível de ocupação de espécies invasoras, servindo de subsídio à tomada de decisão quanto a realização de intervenções nesses locais (Almeida et al., 2015). Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo determinar o IAF de *Pittosporum undulatum* em uma floresta nativa plantada no Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria.

METODOLOGIA

O estudo foi conduzido em uma floresta nativa plantada do Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria (JB-UFSM), nas coordenadas 29°43'8.89"S e 53°43'40.99"W. O JB-UFSM compreende uma área equivalente a 14,5 ha, nos quais a vegetação apresenta-se alterada em comparação às características da região de

Santa Maria, devido, principalmente, à exploração agrícola e à introdução de espécies vegetais (Santos et al., 2010). Dentre as espécies introduzidas, algumas merecem atenção especial, em função de seus potenciais de invasão, como, por exemplo, *Pinus* sp., *Hovenia dulcis* e, principalmente, *Pittosporum undulatum*. Dados provenientes da Estação Meteorológica de Santa Maria – RS, no período de 2000 a 2018, revelam temperatura média de 20,2°C e precipitação média anual de 1781,5 mm, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano. Com relação à sua topografia, a área onde o JB-UFSM está situado apresenta relevo suave ondulado, com diferenças de altitudes que variam de 94 a 111 metros em relação ao nível do mar (Pedron et al., 2005). Para realização do estudo, foram alocadas, dentro do fragmento florestal, três parcelas de 100 m², nas quais realizou-se a quantificação da massa úmida (g) das folhas de todas as plantas de *Pittosporum undulatum*, em gramas, em cada uma das parcelas. A biomassa foliar foi quantificada considerando-se 4 classes de altura: C1=< 0,50 m; C2=0,51–1,00 m; C3=1,01–2,00 m; C4=> 2,01 m. Coletou-se 3 amostras de folhas de cada classe de altura. Essas amostras, logo após a coleta, foram encaminhadas ao laboratório, onde foram pesadas e fotografadas. Para a obtenção das imagens, distribuíram-se as folhas, recém coletadas, de cada amostra em papel A4 com fundo branco, e, com auxílio de câmera digital, foram fotografadas. Posteriormente, as imagens foram processadas no Software Image J, para obtenção da área foliar, em cm², de cada amostra. Por fim, a partir da massa úmida e da área foliar da amostra, estimou-se a área foliar da parcela, pela utilização da biomassa de folhas quantificada nos 100 m².

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando-se as quatro classes de altura das plantas, o IAF médio de *Pittosporum undulatum* no fragmento florestal do JB-UFSM foi de 0,93 m² m⁻² ± 0,30 m² m⁻². Em comparação com espécies nativas, diversos autores retratam que as espécies invasoras apresentam atributos associados a uma maior aquisição de recursos, como, por exemplo, maiores índices de área foliar (Baruch e Goldstein, 1999; Gulias et al., 2003; Leishman et al., 2007). No local de estudo, o alto índice de ocupação por *Pittosporum undulatum* pode ser explicado pela relação positiva entre os valores de IAF e o crescimento e eficiência da espécie (Baruch e Goldstein, 1999). As espécies invasoras podem atingir um alto nível de dominância em sua nova comunidade, resultando em efeitos poderosos nos processos e propriedades do ecossistema em seu novo ambiente (Wardle e Peltzer, 2017). Dentre esses efeitos, as plantas invasoras impactam o ambiente por meio da exclusão de espécies nativas, devido à competição direta por recursos, como água, nutrientes e luz (Liebhold et al., 2017). Além disso, em função de sua copa adensada, a *Pittosporum undulatum* influencia diretamente os processos hidrológicos no meio ao qual está inserido, atuando na interceptação da água da chuva, o escoamento pelos troncos e, principalmente, a evapotranspiração. As estimativas para biomassa foliar de pau-incenso para as classes C1, C2, C3 e C4 foram de 59,73; 150,23; 203,37 e 1518,97 kg ha⁻¹, respectivamente. Comparando-se os valores de IAF entre as classes de altura, C1, C2, C3 e C4 representaram, nessa ordem, 4,19; 8,27; 10,86 e 76,68% do IAF total de

Pittosporum undulatum na área de estudo. Segundo Monteiro et al. (2005), a área foliar de uma planta depende do número e do tamanho das folhas, sendo que sua variação dependerá da espécie, das condições edafoclimáticas e da densidade populacional. Esse fato pode explicar a maior representatividade da C4 no IAF da área, visto que compõe a classe de plantas de maior altura e, conseqüentemente, maior conteúdo de biomassa de folhas.

CONCLUSÃO

Dentre as espécies consideradas invasoras no Rio Grande do Sul, *Pittosporum undulatum* apresenta elevado potencial de contaminação, visto sua grande capacidade de disseminação e desenvolvimento no sub-bosque de comunidades florestais nativas. Dados de IAF, como os encontrados no presente estudo, evidenciam o alto potencial invasor da espécie, alertando para a realização de intervenções nos locais afetados a fim de promover o desenvolvimento de espécies nativas da região.

LITERATURA CIENTÍFICA

ALMEIDA, A. Q.; RIBEIRO, A.; DELGADO, R. C.; RODY, Y. P.; OLIVEIRA, A. S.; LEITE, F. P. 2015. Índice de Área Foliar de *Eucalyptus* estimado por índices de vegetação utilizando imagens TM - Landsat 5. *Floresta e Ambiente*, 22(3): 368-376.

BARUCH, Z.; GOLDSTEIN, G. 1999. Leaf construction cost, nutrient concentration, and net CO₂ assimilation of native and invasive species in Hawaii. *Oecologia*, 121, 183–192.

BIONDI, D.; MULLER, E. 2013. Espécies arbóreas invasoras no paisagismo dos parques urbanos de Curitiba. *Floresta*, 43(1): 69 – 82.

GULIAS, J.; FLEXAS, J.; MUS, M.; CIFRE, J.; LEFI, E.; MEDRANO, H. 2003. Relationship between maximum leaf photosynthesis, nitrogen content and specific leaf area in Balearic endemic and non endemic Mediterranean species. *Annals of Botany (London)*, 92, 215–222.

LEISHMAN, M. R.; HASLEHURST, T.; ARES, A.; BARUCH, Z. 2007. Leaf trait relationships of native and invasive plants: community and global scale comparisons. *New Phytologist*, 176, 635–643.

LIEBHOLD, A. M.; BROCKERHOFF, E. G.; KALISZ, S.; NUÑEZ, M. A.; WARDLE, D. A.; WINGFIELD, M. J. 2017. Biological invasions in forest ecosystems. *Biological Invasions*, 19(11), 3437-3458.

LORENZI, H.; SOUZA, H. M.; TORRES, M. A. V.; BACHER, L. B. 2003. Árvores exóticas no Brasil: madeiras, ornamentais e aromáticas. Instituto Plantarum, Nova Odessa. 384p.

MACHADO, V. M. 2018. Estratégias de revegetação de pastagem degradada em Patos de Minas – MG. Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais. Tese de doutorado. Universidade de Brasília. 88p.

MONTEIRO, J. E. B. A.; SENTELHAS, P.; CHIAVEGATO, E. J.; GUISELINI, C.; SANTIAGO, A. V.; PRELA, A. 2005. Estimação da área foliar do algodoeiro por meio das dimensões e massa de folhas. *Revista Bragantia*, Campinas, 64(1), 15-24.

NEGRELLE, R. R. B.; MIELKE, E. C.; CUQUEL, F. L.; PULIDO, E. E. 2018. *Pittosporum undulatum* Vent.: subsidies to the control and management. *Ornam. Hortic.*, 24(4): 295-302.

PEDRON, F. A.; ZAGO, A.; DALMOLIN, R. S.; AZEVEDO, A. C. 2005. Solos do Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria. Características, Classificação e Potencial de Uso. Departamento de Solos/UFSM.

SANTOS, V. T.; CANTO-DOROW, T. S.; EISINGER, S. M. 2010. Composição florística do componente herbáceo do Jardim Botânico da UFSM, Santa Maria, Rio Grande do Sul. *Ciência e Natura*, 32(2): 61–82.

WARDLE, D. A.; PELTZER, D. A. 2017. Impacts of invasive biota in forest ecosystems in an aboveground-belowground context. *Biological Invasions*, 19(11), 3301-3316.

