

ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA REGIÃO SUL DO BRASIL

Fernanda Maia Justo¹

Gabriel Selbach Hofmann^{2,3}

Mauricio Pereira Almerão²

RESUMO

As Espécies Exóticas Invasoras (EEIs) têm se tornado foco das principais estratégias conservacionistas internacionais, devido aos diferentes impactos ambientais negativos que causam e que podem causar em curto, médio e longo prazos. A presença de EEIs em Unidades de Conservação (UCs) tem sido constatada em diferentes regiões do mundo e as consequências podem ser devastadoras. O Brasil, país com ~2.300 UCs, possui, atualmente, ~460 EEIs registradas, sendo muitas destas em UCs. Apesar destes registros, os estudos sobre a temática focam em levantamento pontual de espécies em UCs e não exploram questões relacionadas à gestão da problemática. O objetivo do estudo foi realizar um diagnóstico sobre a presença de EEIs em UCs federais e estaduais da Região Sul, bem como avaliar questões relacionadas à gestão ambiental. Para tanto, duas abordagens metodológicas foram utilizadas: i) registro de EEIs em Planos de Manejo (PMs) (complementado pelo relato dos gestores); ii) questionário temático aplicado aos gestores. Foram identificadas 87 EEIs com 770 registros em UCs na Região Sul do Brasil, das quais 54% e 46% foram espécies de plantas e animais respectivamente. Todos os gestores confirmaram a presença de alguma EEI em suas unidades, apesar de poucos identificarem estas como um dos principais problemas de gestão de suas unidades. Poucas estratégias específicas para o manejo de EEIs foram identificadas, sendo as poucas existentes direcionadas, em sua maioria, para espécies de plantas. Existem desafios evidentes, presentes e futuros, na gestão de EEIs em UCs que necessitam ser enfrentados pelos órgãos ambientais.

Palavras-chave: Invasões Biológicas; Áreas Protegidas; Gestão Ambiental.

ABSTRACT

Alien invasive species in protected areas in Southern Region of Brazil. Invasive Alien Species (IAS) have become the focus of major international conservation strategies due to the different negative environmental impacts they cause and that they could cause in the short, medium and long-term. The presence of IAS in Conservation Units (CU) has been documented in different regions of the world and the consequences may be devastating. Currently, Brazil has around 2,300 CU and approximately 460 IAS, many of them have been recorded in UC. Despite these records, in Brazil studies have been focused only on sporadic research and, normally, they do not explore issues related to the management of the problem in CU. The aim of the study was to perform a IAS survey in CU in the Southern Region of Brazil and to evaluate issues related to environmental management. For this, two methodological approaches were used: i) registration of IAS in management plans (complemented by managers' reports); ii) thematic surveys applied to CU managers. We identified 87 IAS with 770 records in CU in southern Brazil, of which 54% and 46% were species of plants and animals, respectively. All managers confirmed the presence of some IAS in their units, although

1 PPG em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.

2 PPG em Avaliação de Impactos Ambientais, Universidade La Salle - Unilasalle, Canoas, RS, Brasil. E-mail para correspondência: mauricio.almerao@unilasalle.edu.br

3 Lab. de Geoprocessamento, Centro de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.

few identified as one of the main environmental management problems of their units. Few specific strategies for the management of IAS have been identified, and mostly directed to plant species. There are obvious present and future challenges in the management of IAS in CU that need to be addressed by environmental agencies.

Keywords: Biological Invasions; Conservation Units; Environmental Management.

INTRODUÇÃO

Ao longo das últimas duas décadas, as Espécies Exóticas Invasoras (EEIs) têm sido consideradas peças-chave na transformação dos ecossistemas (Vitousek et al., 1997; Macdougall e Turkington, 2005; Vilà et al., 2011; Gallardo et al., 2016). São atribuídos as EEIs diversos impactos ambientais negativos, como, por exemplo, na diversidade filogenética e taxonômica, na riqueza e abundância de comunidades, no comportamento e extinção de espécies nativas, na estrutura e produtividade de habitats, na ciclagem de nutrientes e contaminantes, nos regimes hidrológicos (Brooks et al., 2004; Kenis et al., 2009; Ehrenfeld, 2010; Pysek et al., 2012; Ricciardi et al., 2013; Schirmel et al., 2016; David et al., 2017). Além destes, também existem impactos socioeconômicos negativos (Bacher et al., 2018), muitos destes relacionados a perdas de serviços ecossistêmicos (Pejchar e Mooney, 2009; Katsanevakis et al., 2014; Peh et al., 2015; Vilà e Hulme 2017; Martinez-Cillero et al., 2019).

De uma forma geral, o processo de invasão biológica pode ser compreendido como uma série de etapas sucessivas, na qual uma determinada espécie deve superar barreiras bióticas e/ou abióticas, em cada etapa do processo (Richardson e Pisek, 2006). A superação destas barreiras está diretamente relacionada a duas questões importantes: (i) característica biológicas e ecológicas da espécie (invasividade da espécie); (ii) e características do ambiente invadido (invasibilidade da comunidade) (Rejmánek e Richardson, 1996; Rejmanek et al., 2005; Hui et al. 2016). Sabidamente, ambientes que historicamente sofreram algum tipo de perturbação costumam ser mais suscetíveis a invasões (Lozon e Macisaac, 1997; Alpert et al., 2000; Didham et al., 2007; Jauni et al., 2015). Por outro lado, ambientes mais conservados, como aqueles encontrados em Unidades de Conservação (UCs), também podem estar suscetíveis a presença de EEIs e, como consequência, vários impactos ambientais negativos costumam ser observados (Lovejoy, 2006; Allen et al., 2009; Genovesi e Monaco, 2013; Hulme et al., 2014; Foxcroft et al., 2017).

Em 2007, relatório produzido pelo *Global Invasive Species Programme (GISP)* mostrou que 326 EEIs já se encontravam presentes em 487 UCs em 106 países (De Poorter et al., 2007). As UCs, idealizadas como refúgio de espécies nativas, constituem-se como uma das principais estratégias para a manutenção e conservação da biodiversidade global (Leverington et al., 2010). A presença de EEIs em UCs pode ter múltiplos efeitos nos diferentes níveis (espécie, população e comunidade), alterando significativamente processos e funções dos ecossistemas (Chornesky e Randall, 2003). Apesar disso, ainda não é dada a devida importância, ou por questões relacionadas à percepção de atores da gestão ambiental (Andreu et al., 2009) ou ainda, quando percebidas, não existem estratégias para o seu manejo e/ou não existem recursos para implementar tais ações (De Poorter et al., 2007; Genovesi e Monaco, 2013).

No Brasil, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), instituído pela Lei nº 9.985 de 2000 (Brasil, 2000), inclui todas as UCs brasileiras, independentemente da sua categoria de proteção

(integral ou de uso sustentável) ou esfera administrativa (federal, estadual ou municipal). O SNUC é gerido pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), este último de caráter consultivo e deliberativo. Em âmbito federal, o órgão executor é o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Já em âmbito estadual e municipal, a administração das UCs cabe aos órgãos competentes de cada esfera administrativa. Atualmente, o Brasil possui 2.376 UCs (761 de Proteção Integral e 1.615 de Uso Sustentável) no âmbito federal, estadual e municipal (MMA, 2019a), localizadas nos diferentes biomas, representando quase 18% do território continental nacional (sem considerar sobreposições) (MMA, 2019a). Deste total, 1.423 são UCs de gestão pública e outras 953 de gestão privada, as RPPNs (Reservas Particulares do Patrimônio Natural) (MMA, 2019a). Sendo assim, as UCs recobrem significativa parcela do território nacional, protegendo ecossistemas, espécies e meios de vida de populações tradicionais que garantem a provisão de diversos serviços ecossistêmicos essenciais para o bem-estar da humanidade (Young e Medeiros, 2018). Apesar da importância das UCs, muitas são as pressões e ameaças potencialmente impactantes (ICMBio, 2007), incluindo a presença de EEIs em seus limites e entornos (Sampaio e Schmidt, 2013; Silva et al., 2013; Guimarães e Schmidt, 2017; Rocha et al., 2018). Neste cenário, o principal objetivo do presente estudo foi realizar um diagnóstico sobre a presença de EEIs em UCs federais e estaduais da Região Sul do Brasil, bem como avaliar questões relacionadas a gestão destas espécies nas unidades e a percepção dos gestores sobre esta problemática.

METODOLOGIA

Área de Estudo

A Região Sul do Brasil compreende os estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná, que juntos abrangem uma área de 576.783 km², o equivalente a 6,8% do território brasileiro (IBGE, 2019a). O clima da Região é subtropical, com o tipo climático Cfa (classificação climática de Köppen) predominando nas planícies e áreas baixas, enquanto o tipo Cfb encontra-se restrito as localidades acima de 650 metros acima do nível do mar (Alvares et al., 2013). As temperaturas médias mensais variam entre 9,4 e 25,5 °C (INMET, 1992), com as médias anuais decrescendo com o incremento da latitude e, principalmente, com aumento da altitude (relevo apresenta um gradiente decrescente de leste para oeste nos três estados). A precipitação na região é bem distribuída ao longo de todo ano e os índices pluviométricos variam entre 1.200 e 2.200 mm (Nimer, 1979), sendo os índices mais baixos registrados no Litoral Sul do Rio Grande do Sul e os mais elevados nas encostas voltadas para o Oceano Atlântico e do Rio Uruguai (limite oeste entre Santa Catarina e Rio Grande do Sul). Nesta região do país ocorrem os biomas Mata Atlântica, Pampa e Cerrado, sendo o último restrito a uma pequena porção no nordeste do Paraná. Enquanto o Bioma Mata Atlântica distribui-se amplamente nos três estados, o Bioma Pampa ocorre apenas no sul do Rio Grande do Sul (IBGE, 2019b). Ao longo do século XX, estes biomas sofreram fortes perdas de suas áreas originais, especialmente em razão da conversão para atividade agrícola, urbanização e silvicultura (Hasenack et al., 2019). Neste cenário, a implementação de áreas protegidas se faz necessária, tendo sido implementadas 288 UCs distribuídas na Região Sul país (MMA, 2019a).

Presença de EEIs em Planos de Manejo (PMs)

A fim de diagnosticar a presença de EEIs em UCs na Região Sul do país foram consideradas 141 UCs federais e estaduais da Região Sul que constavam no CNUC no ano de 2016. Neste estudo, não foram consideradas as UCs municipais e as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs). Na esfera federal, a administração das UCs é competência do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Já na esfera estadual, a administração das UCs é competência de órgãos ambientais. No estado do Rio Grande do Sul, o órgão responsável é a Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Rio Grande do Sul (SEMA-RS), no estado de Santa Catarina, a Fundação do Meio Ambiente (FATMA-SC) e no estado do Paraná, o Instituto Ambiental do Paraná (IAP-PR).

Ao longo do ano de 2016, foi realizada consulta ao Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) (disponível em <<https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>>), a fim de verificar a existência de um PM em uma determinada UC. Em caso positivo, a busca pelo documento foi realizada nas *websites* dos órgãos responsáveis pelas unidades. Outros instrumentos de gestão, como por exemplo, planos de gestão, não foram considerados nesta compilação. Em um segundo momento, foi observada a atualização dos PMs, tendo como base o período de cinco anos a partir da sua criação ou a última atualização como recomenda o Roteiro Metodológico de Planejamento (RMP). Este é um documento de referência nacional que proporciona as bases para a elaboração dos PMs de todas as UCs do país (IBAMA, 2002).

No total das 141 UCs federais e estaduais da Região Sul consultadas somente 72 possuíam PMs até o momento da análise (2016). Considerando-se somente as UCs federais, 22/41 possuíam PMs e das UCs estaduais 11/22, 3/10 e 36/68 possuíam PMs para os estados do RS, SC e PR, respectivamente. A partir da recomendação do RMP, foi constatado que apenas 12 dos PMs das UCs federais encontraram-se atualizados. Já para as UCs estaduais 4, 1 e 16 dos PMs dos estados do RS, SC e PR, respectivamente, encontraram-se atualizados. Todos os 72 PMs de UCs federais e estaduais da Região Sul disponíveis foram consultados, sendo as EEIs registradas. Posteriormente, para vias de confirmação, o registro foi apoiado nas listas oficiais de EEIs dos três estados da Região Sul. Além disso, na relação final de EEIs encontrada em cada UC, ainda foram incluídas todas as EEIs mencionadas pelos gestores durante as entrevistas (item 2.3), que não constavam no respectivo PM.

Avaliação da Gestão da Presença de EEIs em UCs

A fim de avaliar questões relacionadas à gestão de EEIs nas UCs, foram conduzidas entrevistas com 73 gestores de 82 unidades (33 federais e 49 estaduais) da Região Sul, o que correspondeu a ~58% das UCs federais e estaduais da Região Sul. A diferença entre número de gestores e UCs (09), se deveu ao fato de alguns gestores serem responsáveis por mais de uma UC. Do total de gestores (73), 24, 20, 9 e 20 correspondem a gestores de UCs federais e dos estados do RS, SC e PR, respectivamente. Para as demais UCs da Região Sul (60), os gestores não foram localizados por problemas na linha telefônica ou desatualização dos dados de contato (caso mais frequente). Adicionalmente, alguns gestores se encontravam em licença médica ou afastados das suas atividades por outros motivos.

Para a realização das entrevistas, primeiramente, foi estabelecido contato via e-mail ou telefone com os órgãos ambientais de cada esfera administrativa, a fim de obter anuência prévia para a realização das entrevistas. Após a anuência, foi solicitado às diretorias envio de um e-mail aos gestores de suas unidades para comunicar a realização do estudo. Como forma de evitar um viés nas respostas, os órgãos ambientais consentiram em não informar os gestores sobre o conteúdo da entrevista, comunicando somente que esta seria sobre problemas relativos à gestão das suas unidades. As entrevistas foram conduzidas sempre pelo mesmo entrevistador, por telefone mediante a aplicação de um questionário composto de perguntas abertas, no qual as respostas condicionavam as perguntas seguintes (Figura 1).

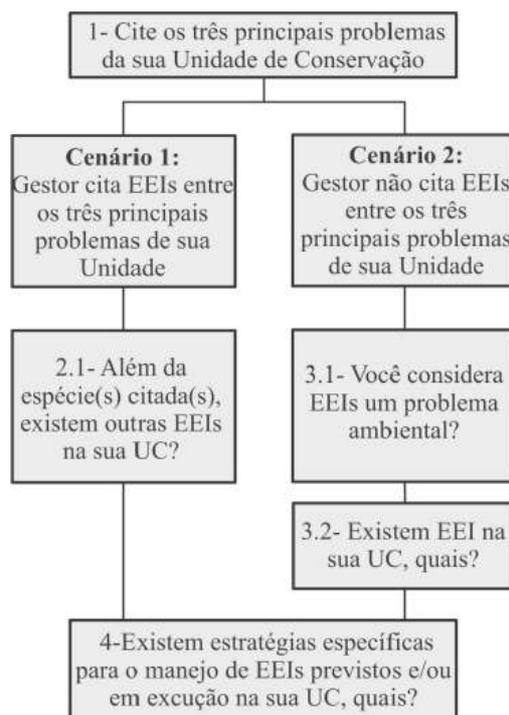


Figura 1. Fluxograma do questionário aplicado nas entrevistas com gestores das UCs federais e estaduais da Região Sul do Brasil, ilustrando os dois cenários (Cenário 1 e 2) determinados conforme a resposta da primeira pergunta.

A primeira pergunta da entrevista objetivou identificar se os gestores reconheciam as EEIs como um dos três principais problemas da UC sob sua gestão (pergunta 1). Dependendo da resposta dos entrevistados, dois cenários (1 e 2) poderiam ser seguidos. Para o Cenário 1, foi pressuposto que ao citar EEIs como um dos três problemas, em seguida, citariam, pelo menos, uma EEI presente em sua unidade. Sendo assim, na sequência de perguntas, os gestores foram indagados sobre a presença de outras EEIs na UC sob sua gestão (pergunta 2.1). Já para o Cenário 2, ao não citar EEIs como um dos três principais problemas, os gestores foram indagados se consideram este um problema ambiental (pergunta 3.1) e na sequência de perguntas, se existem EEIs na UC sob sua gestão (pergunta 3.2). Independentemente do cenário, ao final do questionário, os gestores foram indagados se existem estratégias específicas (previstas ou em execução) dentro das UCs sua gestão, relacionadas às EEIs (pergunta 4).

RESULTADOS

Presença de EEIs em UCs

A partir dos dados obtidos na revisão dos PMs e das entrevistas com os gestores, foram identificadas um total de 87 EEIs com 770 registros (Tabela 1) em UCs da Região Sul do Brasil. Deste total, 43 (54%) são espécies de plantas (17 arbóreas, 14 herbáceas e 12 arbustivas) e 36 (46%) espécies de animais (16 peixes, 12 mamíferos, oito invertebrados, quatro aves, três répteis e um anfíbio). Das espécies de peixes, todas são espécies de água doce. Já as espécies de invertebrados são quatro terrestres, três de água doce e uma de ambiente marinho costeiro.

As espécies com maior número de registros em UCs foram três EEIs de plantas (arbóreas): pinus (85), eucalipto (61) e uva-do-japão (42), totalizando 188 registros (Tabela 1). Outras cinco espécies de plantas possuem número de registros consideráveis: lírio-do-brejo (24), goiabeira (22), braquiária (21), nêspira (20) e cinamomo (20). Em relação à fauna, as espécies de vertebrados as EEIs com maior número de registros foram lebre-europeia (38), cão-doméstico (28) porco-doméstico/javali (23), pardal (21), gato-doméstico (20) e rã-touro (20). Já as EEIs de invertebrados não apresentaram muitos registros, sendo abelha-africana (7) e mexilhão-dourado (5), as mais frequentes. Do total de espécies, 27 (31%) EEIs apresentaram somente um registro. Aproximadamente 60% dos registros (445) estão concentrados em 14 EEIs. Duas EEIs registradas neste estudo não possuem registro na Base de Dados da I3N: caracol e escargot (Tabela 1).

Das 36 EEIs de animais registradas, dez são consideradas Fauna Domesticada pela Portaria nº 93/1998 (IBAMA, 1998): abelha-africana, búfalo, cão-doméstico, gato-doméstico, camundongo, ratazana, rato-de-esgoto, pombo-doméstico, porco-doméstico/javali e escargot.

Analisando-se o número de EEIs por estado, foram registradas 48, 39 e 61 para os estados do RS, SC e PR, respectivamente (Figura 2). Em relação as EEIs citadas nas listas estaduais dos três estados, foram registradas 37%, 40% e 29% estão presentes em UCs dos estados do RS, SC e PR, respectivamente (Figura 2).

Tabela 1. Lista de Espécies Exóticas Invasoras (EEl) registradas em UCs da Região Sul do Brasil.
*nome popular

EEl (autor, ano) (nome popular*)	Número de registros em UCs
<i>Pinus</i> spp. (pinus)	85
<i>Eucalyptus</i> spp. (eucalipto)	61
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb. (uva-do-japão)	42
<i>Lepus europaeus</i> (Pallas, 1778) (lebre)	38
<i>Canis familiaris</i> Linnaeus, 1758 (cão-doméstico)	28
<i>Hedychium coronarium</i> J. König (lírio-do-brejo)	24
<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758) (porco-doméstico/javali)	23
<i>Psidium guajava</i> L. (goiabeira)	22
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758) (pardal)	21
<i>Urochloa</i> spp. (braquiária)	21
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl. (nêspera)	20
<i>Felis catus</i> Linnaeus, 1775 (gato-doméstico)	20
<i>Lithobates catesbeianus</i> (Shaw, 1802) (rã-touro)	20
<i>Melia azedarach</i> L. (cinamomo)	20
<i>Hemidactylus mabouia</i> Moreau de Jonnés, 1818 (lagartixa-doméstica-tropical)	15
<i>Mus musculus</i> (Linnaeus, 1758) (camundongo)	15
<i>Citrus x limon</i> (L.) Osbeck (limoeiro)	14
<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758) (ratazana)	14
<i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhout, 1769) (rato-de-esgoto)	12
<i>Columba livia</i> (J. F. Gmelin, 1789) (pombo-doméstico)	11
<i>Impatiens walleriana</i> Hook. f. (beijinho)	11
<i>Ligustrum</i> spp. (lígustro)	11
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897) (tilápia)	10
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck (limão-cravo)	10
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758) (carpa-comum)	9
<i>Eragrostis plana</i> Nees (capim-anoni)	9
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758) (bico-de-lacre)	9
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) (tilápia-do-nilo)	8
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach. (capim-elefante)	8
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth (amarelinha)	8
<i>Ulex europaeus</i> L. (tojo)	8
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758 (abelha-africana)	7
<i>Casuarina equisetifolia</i> L. (casuarina)	7
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822) (bagre-africano)	7
<i>Mangifera indica</i> L. (mangueira)	7
<i>Ricinus communis</i> L. (mamoneira)	7
<i>Tradescantia zebrina</i> Heynh. ex Bosse (lambari)	7
<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv. (capim-gordura)	6
<i>Morus nigra</i> L. (amoreira)	6
<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J.C. Wendl. (bambu)	5
<i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857) (mexilhão-dourado)	5
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels (jambolão)	5
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. (capim-bermuda)	4
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit (leucena)	4
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802) (achigã)	4

Continua...

<i>Corbicula fluminea</i> (Muller, 1774) (amêijoia-asiática)	3
<i>Lonicera japonica</i> Thunb. ex Murray (madressilva)	3
<i>Piaractus mesopotamicus</i> x <i>Colossoma macropomum</i> (tambacu)	3
<i>Prochilodus lineatus</i> Valenciennes, 1836 (curimbatá)	3
<i>Terminalia catappa</i> L. (amendoeira)	3
<i>Acacia mearnsii</i> De Willd. (acácia-negra)	2
<i>Acacia podalyriifolia</i> A. Cunningham ex G. Don (acácia-mimososa)	2
<i>Callithrix</i> spp. (sagui)	2
<i>Corbicula largillierti</i> (Philippi, 1844) (berbigão)	2
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Linnaeus, 1758) (carpa-capim)	2
<i>Furcraea foetida</i> (L.) Haw. (agave)	2
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818) (bagre-do-canal)	2
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792) (truta-arco-íris)	2
<i>Megathyrus maximus</i> (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs (capim-de-cavalo)	2
<i>Trachemys dorbigni</i> (Duméril and Bibron, 1835) (tigre-d'água)	2
<i>Acacia longifolia</i> (Andr.) Willd. (acácia-marítima)	1
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992 (peixe-cachorro)	1
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758) (papagaio-verdadeiro)	1
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> H. Wendl. & Drude (palmeira-australiana)	1
<i>Axis axis</i> Erxleben, 1777 (veado)	1
<i>Bradybaena similis</i> (Férussac) (caracol)	1
<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850) (piracanjuba)	1
<i>Bubalus bubalis</i> (Linnaeus, 1758) (búfalo)	1
<i>Callithrix jacchus</i> (Linnaeus, 1758) (sagui-de-tufo-branco)	1
<i>Callithrix penicilata</i> E. Geoffroy, 1812 (sagui-de-tufo-preto)	1
<i>Cichla</i> spp. (tucunaré)	1
<i>Crocasmia crocosmiiflora</i> (Linnaeus, 1758) (estrela-de-fogo)	1
<i>Deroceras laeve</i> (Muller, 1774) (lesma)	1
<i>Helix aspersa</i> O.F.Müller, 1774 (escargot)	1
<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre (magnólia-amarela)	1
<i>Megathyrus maximus</i> (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs (capim-navalha)	1
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka (capim-bandeira)	1
<i>Musa balbisiana</i> Colla (banana-flor)	1
<i>Musa ornata</i> Roxb. (bananeira)	1
<i>Pachyurus bonariensis</i> (Steindachner, 1876) (maria-luiza)	1
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840) (corvina)	1
<i>Rubus rosifolius</i> Sm. (framboesa)	1
<i>Sechium edule</i> (Jacq.) Sw. (chuchu)	1
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv. (tulipa-africana)	1
<i>Trachelyopterus lucenai</i> (Bertoletti, Pezzi da Silva & Pereira, 1995) (porrudo)	1
<i>Trachemys scripta elegans</i> (Wied, 1839) (tartaruga-de-orelha-vermelha)	1
<i>Tubastraea</i> spp. (coral-sol)	1
Total	770

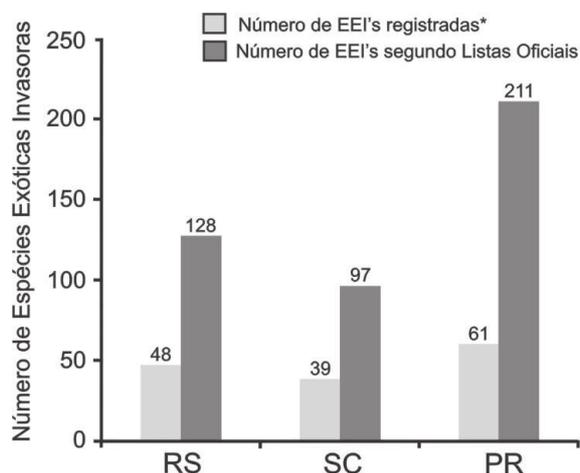


Figura 2. Relação entre o número de Espécies Exóticas Invasoras (EEIs) registradas* e aquelas que constam nas listas oficiais de EEIs estaduais da Região Sul do Brasil. RS: Rio Grande do Sul, SC: Santa Catarina e PR: Paraná. Para o estado do Rio Grande do Sul, as espécies domésticas cão-doméstico e gato-doméstico não foram incluídas no levantamento, pois elas não constam na lista estadual oficial. *espécies registradas nos Planos de Manejo (PMs) ou através das entrevistas com os gestores das unidades.

Avaliação da Gestão da Presença de EEIs em UCs

Com base nas entrevistas realizadas, a FATMA foi órgão ambiental com maior número de gestores (33%) que indicaram as EEIs entre os três principais problemas de suas unidades (Tabela 2), seguido pelo ICMBio (26%), SEMA (15%) e IAP (15%) (Tabela 2). Entre aqueles que não citaram as EEIs entre os principais problemas de gestão, 91% dos gestores do ICMBio e 100% dos gestores dos demais órgãos reconheceram as EEIs um problema quando indagados, posteriormente (Tabela 2). Todos os gestores, dos quatro órgãos ambientais, entrevistados confirmaram a presença de EEIs em suas unidades (Tabela 2).

Em relação a estratégias específicas para EEIs em UCs, foram identificadas estratégias (previstas ou em execução) em 36%, 50%, 44% e 45% das UCs geridas pelo ICMBio, SEMA-RS, FATMA-SC e IAP-PR, respectivamente (Tabela 2). Das UCs geridas pelo ICMBio 58% das estratégias específicas (previstas ou em execução) para o manejo de EEIs em suas unidades estão voltadas para plantas, 17% para a fauna e 25% para ambas (Figura 3). Já para as UCs geridas pela SEMA-RS, 90% estão voltadas para a flora e apenas 10% para a fauna (Figura 3). Já no caso das UCs administradas pela FATMA-SC e IAP-PR todas as estratégias estão voltadas para a flora (Figura 3).

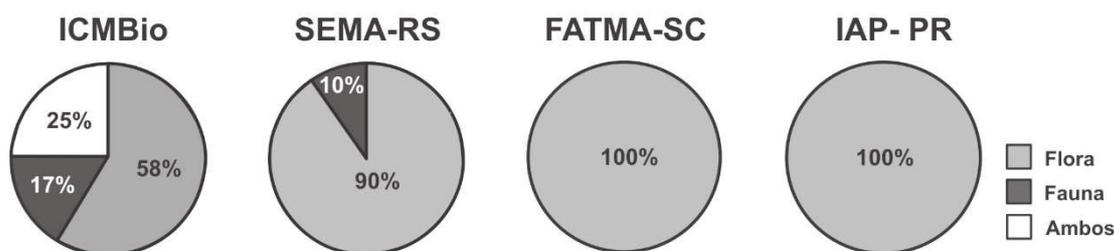


Figura 3. Estratégias específicas (previstas ou em execução) para o manejo de EEIs direcionados para os dois grandes grupos taxonômicos (Flora, Fauna ou ambos). ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade); SEMA-RS (Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Rio Grande do Sul); FATMA-SC (Fundação de Meio Ambiente de Santa Catarina), IAP-PR (Instituto Ambiental do Paraná).

Tabela 2. Frequência de respostas do questionário aplicado aos gestores das Unidades de Conservação (UCs) da Região Sul do Brasil. ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade); SEMA-RS (Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Rio Grande do Sul); FATMA-SC (Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina); IAP-PR (Instituto Ambiental do Paraná).

Nº da pergunta		Orgãos			
		ICMBio	SEMA-RS	FATMA-SC	IAP-PR
1	Porcentagem de gestores que acusaram EEIs entre os principais problemas	26%	15%	33%	15%
3.1	Porcentagem dos gestores que consideraram EEIs um problema	91%	100%	100%	100%
3.2	Porcentagem de gestores que confirmaram a presença de EEIs em suas unidades	100%	100%	100%	100%
4	Porcentagem de gestores que indicaram a presença de estratégias específicas (previstas ou em execução) para o manejo de EEIs em suas unidades.	36%	50%	44%	45%

DISCUSSÃO

O presente estudo indicou a presença de 87 EEIs em UCs situadas na Região Sul do Brasil. Em 2019, na Base de Dados (I3N) do Instituto Hórus do Desenvolvimento e Conservação Ambiental (<http://bd.institutohorus.org.br/>) estão contabilizadas 317 EEIs na Região Sul do Brasil (I3N-Brasil, 2019). Sendo assim, aproximadamente 27% das EEIs registradas na Região Sul do Brasil possuem algum registro dentro de UCs nesta região. Este número pode ser ainda maior por duas razões: i) o presente estudo foi realizado no ano de 2016, sendo assim, o número de EEIs presentes em UCs provavelmente está subestimado (novas invasões em UCs podem ter ocorrido); ii) em 2016, somente 51% das UCs (federais e estaduais da Região Sul) possuíam PMs (principal documento consultado) e muitos encontravam-se desatualizados. Os PM são documentos norteadores que influenciam na tomada de decisões de questões importantes referentes às áreas de proteção, determinando os objetivos específicos de manejo e as ações a serem priorizadas e realizadas para (ICMBio, 2019). Desta forma, a inclusão de informações relevantes sobre a presença de EEIs nesses documentos é fundamental na tomada de decisão relacionada ao manejo destas espécies nas UCs. A ausência ou desatualização dos planos de manejo na maior parte das UCs da região sul do Brasil retratam a fragilidade da gestão destas áreas. Embora a elaboração dos planos seja uma obrigação legal, a implementação/atualização dos mesmos se mostra deficiente em todas as esferas administrativas da gestão (Lima et al., 2005; MMA, 2007; Medeiros e Pereira, 2011).

Apesar de aspectos legais previstos no próprio SNUC (Decreto Federal nº 6.514/2008) e decisões/estratégias internacionais das quais o Brasil é signatário (Dechoum et al., 2018), as UCs não são áreas livres da presença de EEIs (Meiners e Pickett, 2013). Desde o início dos anos 80, há registros de EEIs em UCs em diversas partes do planeta. Por exemplo, o programa de invasões biológicas do SCOPE (*Scientific Committee on Problems of the Environment*) relatou a presença de 1.874 EEIs de plantas vasculares em 24 UCs em todo o planeta (Usher, 1988). Entretanto, é a partir dos anos 2000 que há um aumento significativo no interesse pela temática, atestado pela quantidade e diversidade de estudos, abordando os mais diferentes aspectos relacionados à presença de tais espécies em áreas protegidas (McKinney, 2002; Pauchard e Alaback, 2004; Lovejoy, 2006; Beaumont et al., 2009; Otero et al., 2013; Braun et al., 2016; Mannino e Balistreri, 2018;

Foxcroft et al., 2019). No Brasil, apesar dos esforços, os estudos ainda são pontuais, não sistematizados, focando, muitas vezes, em levantamento de espécies e/ou naquelas EEIs com impactos negativos mais evidentes (Martins et al., 2004; Sampaio e Schmidt, 2014; Ziller e Dechoum, 2014; Lessa et al., 2016; Guimarães e Schmidt, 2017; Petri et al., 2018; Rocha e Rocha, 2019).

Do total de EEIs (87), 14 concentram aproximadamente 60% dos registros (445) e destas, oito são EEIs de plantas: pinus, eucalipto, uva-do-japão, lírio-do-brejo, goiabeira, braquiária, nêspera e cinamomo. Oriundas de diferentes continentes (América, África, Ásia e Oceania), no Brasil, todas essas espécies são exploradas comercialmente, seja para fins de uso da madeira, como para a ornamentação ou, ainda, como frutíferas (I3N Brasil, 2019). Em virtude dos seus usos, tais espécies são apreciadas pelo Homem, facilitando assim a sua introdução/dispersão em novos ambientes (I3N Brasil, 2019). Arelado a esta questão estão os demais fatores relacionados a um processo de invasão: características biológicas e ecológicas das espécies, características das comunidades invadidas, fatores abióticos locais e a pressão de propágulos (medida pelo número de indivíduos introduzidos ou número de eventos de introdução) (Richardson et al., 2000; Rejmánek et al., 2005). Algumas destas EEIs, não encontram em tais fatores barreiras importantes para o seu estabelecimento, como por exemplo, uva-do-Japão e lírio-do-brejo. Em 2011, Zenni e Ziller indicaram que a primeira foi uma das espécies com grande número de registros na Base de Dados I3N (126), e que a segunda foi uma das espécies com maior número de registros em diferentes fitofisionomias (12 no total). Ambas possuem características biológicas e ecológicas que proporcionam rápido estabelecimento em diferentes ambientes (I3N Brasil, 2019) e utilizam estratégias de competição que inibem o desenvolvimento de espécies nativas (De Castro et al., 2016; Costa et al., 2019; Ribeiro et al., 2019; Schmidt et al., 2019). Atualmente, são registradas 198 EEIs de plantas em território nacional (I3N Brasil, 2019) de vários grupos botânicos, incluindo gramíneas, pteridófitas e espécies arbóreas, distribuídas em diversos ambientes e biomas (Zenni e Ziller, 2011), para as quais são observados impactos negativos às comunidades locais (Matos e Pivello, 2009).

As demais seis EEIs mais frequentes em UCs do sul do Brasil são vertebrados: lebre, cão-doméstico, porco-doméstico/javali, pardal, gato-doméstico e rã-touro. Com base na lista publicada pelo IBAMA na Portaria nº93/1998, três são consideradas Fauna Domesticada (cão-doméstico, gato-doméstico e porco-doméstico/javali): “Todos aqueles animais que através de processos tradicionais e sistematizados de manejo e/ou melhoramento zootécnico se tornaram domésticos, apresentando características biológicas e comportamentais em estreita dependência do homem, podendo apresentar fenótipo variável, diferente da espécie silvestre que os originou”. Apesar de serem considerados animais domésticos, cães e gatos, quando feralizados, podem ocasionar impactos ambientais negativos, especialmente pela predação de animais silvestres (Dickman, 1996; Baker et al., 2005; Young et al., 2011; Hughes e Macdonald, 2013).

Já os porcos-domésticos/javalis são, atualmente, os ungulados exóticos mais disseminados no mundo, sendo considerados poderosos agentes de distúrbio (Gabor e Hellgren, 2000; Barrios-Garcia e Ballari, 2012). Embora haja uma ideia geral que a introdução no sul do Brasil se deu a partir de indivíduos oriundos do Uruguai, no final da década de 1980, é mais provável que tenha ocorrido múltiplos episódios de soltura propositais de indivíduos ao longo de toda a região (Deberdt e Scherer, 2007). Atualmente, os porcos-domésticos/javalis se encontram distribuídos em praticamente todo sul do Brasil, onde, após

cruzamentos entre indivíduos de diferentes linhagens e/ou grau de feralização, se deu a criação de uma nova linhagem conhecida regionalmente como “javaporco” (mistura de matrizes puras de javali europeu e diferentes formas de porcos domesticados) (Da Rosa et al., 2019). Outra espécie muito relacionada ao Homem é o pardal, espécie com ampla área de distribuição nativa (Eurásia) (Aguirre e Poss 2000), tendo sido introduzida em diferentes continentes (América, África e Oceania) (<http://issg.org/database/species/distribution>). No Brasil, há registro de introdução intencional na cidade do Rio de Janeiro no início do século XX (I3N Brasil, 2019). Atualmente, é encontrada em todo o país, muito associada a ambientes urbanos e áreas (I3N Brasil, 2019). Vários impactos ambientais negativos têm sido atribuídos a esta EEI, como competição com espécies nativas, forrageamento em zonas de produção de grãos (<http://issg.org/database/species/ecology>), além de ser vetor de algumas doenças (Benskin et al., 2009).

Outras duas EEIs prevalentes no presente estudo foram a lebre-europeia (38 registros) e rã-touro (20 registros), ambas com primeiros registros de histórico de invasão no Brasil muito antigos (primeira metade do século XX) (I3N, Brasil 2019). Acredita-se que a lebre-europeia tenha invadido o território brasileiro entre 1910 e 1914 pela fronteira entre o Uruguai e o Estado do Rio Grande do Sul, colonizando, atualmente, outros estados das regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste (I3N, Brasil 2019). Apesar dos relatos dos impactos ambientais negativos de ambas as espécies em outras regiões (Kolar e Lodge, 2001; Boone et al., 2004; De Bosscuere et al., 2007; Prodöhl et al., 2013; Caravaggi et al., 2015; Saucedo et al., 2019), as reais ameaças destas EEIs na país ainda são desconhecidas.

Em 2000, através do seu grupo de especialista em EEIs (*The Invasive Species Specialist Group - ISSG*), a *IUCN* publicou uma lista com as 100 piores (mais problemáticas) EEIs no mundo (Lowe et al., 2000). Esta lista está baseada nos impactos ambientais negativos para a biodiversidade e/ou atividades humanas. Dentre as 87 EEIs registradas em UCs situadas na Região Sul, 11 se encontram nesta lista. São elas: porco-doméstico/javali, gato-doméstico, rã-touro, camundongo, rato-de-esgoto, carpa-comum, tojo, achigã, acácia-negra, truta-arco-íris e tartaruga-de-orelha-vermelha. Com relação as listas oficiais de EEIs dos três estados da Região Sul, todas classificaram as espécies em duas categorias (1 e 2): Categoria 1 (refere-se a espécies que têm proibido seu transporte, criação, soltura ou translocação, cultivo, propagação (por qualquer forma de reprodução), comércio, doação ou aquisição intencional sob qualquer forma) e Categoria 2 (refere-se a espécies que podem ser utilizadas em condições controladas, com restrições, sujeitas à regulamentação específica). Mesmo que as listas não indiquem, esta categorização visa a priorização de estratégias para manejo daquelas incluídas na Categoria 1. Para as 11 EEIs citadas, houve convergência na maior parte dos casos, com exceção de: camundongo (Categoria 2 no RS e PR e Categoria 1 em SC), acácia-negra (Categoria 2 no RS e PR e Categoria 1 em SC), cão-doméstico (Categoria 2 em SC e PR e não categorizado no RS) e gato-doméstico (Categoria 2 em SC e PR e não categorizado no RS e SC). Nestes casos, existem questões conceituais (espécies domésticas x espécies exóticas invasoras), de possíveis impactos locais mais pronunciados (p.ex. camundongo) e de interesse econômico (p.ex. acácia-negra) que podem explicar tais divergências. Algumas destas EEIs foram introduzidas de forma intencional, para fins comerciais (ornamentação, criação e cultivo) e outras de forma não intencional (embarcações) (I3N, Brasil 2019). Independentemente da forma de introdução, todas são espécies que apresentam características biológicas e ecológicas que facilitam o estabelecimento de novas populações e dispersão, causando impactos ambientais negativos (Abbott, 2002; Cadi e Joly, 2004; Cuthbert e Hilton, 2004; Cunha e Delariva,

2009; Winckler-Sosinski et al., 2009; Britton e Orsi, 2012; Shepherd e Ditgen, 2012; Hegel e Marini, 2013; Seburanga, 2015; Cordero et al., 2016; Oliveira et al., 2016; I3N Brasil, 2019).

Além dos resultados relacionados a presença de EEIs em UCs, o presente estudo avaliou aspectos relacionados à gestão desta problemática. No total, 73 gestores de 82 unidades (33 federais e 49 estaduais) da Região Sul foram entrevistados ao longo do ano de 2016. As entrevistas foram conduzidas através de perguntas relacionadas a percepção de que as EEIs se constituem em um problema ambiental, a presença de EEIs em suas unidades e a estratégias específicas direcionadas para as EEIs encontradas em suas unidades. Todos os gestores confirmaram a presença de alguma EEI em suas unidades. Contudo, poucos identificaram como um dos três principais problemas de gestão em suas unidades. Somente em um segundo momento perceberam que EEIs podem ser um problema a ser enfrentado. Aqui, a não citação das EEIs como um dos problemas enfrentados nas unidades, mesmo sabendo da sua existência, pode ter ocorrido pela priorização de questões mais relevantes do ponto de vista da gestão da própria unidade. Por exemplo, falta de recursos financeiros e humanos, estrutura física precária nas sedes administrativas, bem como a ausência de regularização fundiária das unidades. Como demonstrado por outros estudos, tais problemas são recorrentes nas UCs brasileiras (Faria, 2004; Medeiros e Pereira, 2011; Horowitz et al., 2013; Guimarães, 2015). Mesmo assim, em um próximo estudo, seria importante questionar os gestores sobre o conhecimento dos impactos negativos acarretados por EEIs.

Dentre os órgãos ambientais avaliados, a FATMA-SC teve a maior porcentagem de gestores que apontaram as EEIs entre os principais problemas na gestão. Provavelmente, este resultado pode estar relacionado com o fato de que o estado de Santa Catarina, já em 2016, possuía iniciativas do poder público para o controle de EEIs, como o Programa Estadual de Espécies Exóticas Invasoras, previsto pela Resolução CONSEMA nº 08/2012 e lançado no ano de 2016, além de investimentos para a capacitação de gestores das suas unidades de conservação (Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, 2019). Adicionalmente, o Instituto Hórus, organização sem fins lucrativos voltada para a problemática de invasões biológicas, tem sua sede no próprio estado. Atualmente, o estado do RS também possui o seu Programa, implementado em 2017 pela Resolução CONSEMA nº 369/2017. Para os gestores da SEMA-RS, caso o questionário fosse aplicado depois da implementação do Programa, o resultado poderia ser diferente. Por outro lado, os gestores do IAP-PR foram aqueles que menos apontaram as EEIs entre os três problemas principais de suas unidades. Este resultado chama atenção pelo fato que o estado do Paraná é pioneiro no controle e manejo de EEIs no Brasil (Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, 2019), possuindo, por exemplo, um plano de ação para a erradicação de EEIs vegetais em todas as UCs de Proteção Integral (Portaria nº 192/2005). Especula-se que este resultado está relacionado ao desaparecimento do IAP-PR, uma vez que, ao longo de todo estudo, foram grandes as dificuldades de contatar diretores, funcionários e gestores da instituição. Além disso, as informações disponibilizadas pelo IAP-PR em seu endereço eletrônico e pelos seus funcionários (ex. relações dos gestores e telefones das unidades) foram errôneas ou se encontravam desatualizadas.

O presente estudo indicou um relato baixo por parte dos gestores de estratégias específicas (previstas ou em execução) direcionadas para EEIs nas unidades sob suas gestões. Este resultado é, sem dúvidas, consequência do cenário já exposto anteriormente (falta de estrutura, recursos financeiros e humano).

Muitos dos gestores entrevistados relataram que, apesar de ações previstas nos PMs, não conseguem implementá-las devido à falta de equipe técnica e/ou equipamentos, ou ainda por não serem consideradas como prioridade na gestão. Adicionalmente, alguns gestores relataram que foram forçados a interromper as ações em virtude do corte nos recursos financeiros. O aporte financeiro é um elemento fundamental para o êxito das estratégias relacionadas ao diagnóstico da presença e erradicação de EEIs (Simberloff, 2003; Genovesi, 2005). Para aquelas estratégias de manejo realizadas, alguns gestores mencionaram dificuldades de erradicar algumas EEIs. Na Floresta Nacional de Ibirama (ICMBio/SC), a tentativa de manejo do lírio-do-brejo foi abandonada em virtude do insucesso desta iniciativa. Muitas vezes, em virtude do estágio de invasão, o manejo da espécie pode se tornar muito complicado (Ziller, 2010). O número de estratégias específicas, mesmo que baixo, pode ainda estar superestimado. Ao longo das entrevistas com os gestores, algumas informações, por vezes, eram imprecisas e/ou confundidas com ações aleatórias, em circunstâncias oportunas e pontuais. Por exemplo, muitos gestores relataram a supressão esporádica de indivíduos arbóreos invasores, porém sem nenhum plano pré-definido ou ação organizada (em uma UC do estado do RS existe uma iniciativa espontânea para tentar controlar a expansão do pinus dentro da unidade através de mutirões com outros gestores e voluntários). Mesmo nestes casos, optamos por incluir estas ações como planos de controle (Tabela 2).

Com relação à presença de estratégias de manejo específicas para flora e/ou fauna, os gestores relataram um número significativamente mais alto de estratégias direcionadas flora, especialmente aqueles gestores dos órgãos estaduais. Aqui, ressalta-se que a percepção (espécies menos conspícuas) de fauna exótica invasora na paisagem e o seu manejo (busca ativa/captura de indivíduos) pode ser tarefa mais complexa. Outro problema citado na literatura é a contrariedade da população frente aquelas espécies consideradas mais carismáticas, resultando na resistência do público ao manejo destas espécies (Mack et al., 2000; Simberloff, 2003; Oliveira e Pereira, 2010). Neste contexto, ações voltadas para a conscientização da população que vive no entorno são fundamentais para o sucesso das ações de manejo (Genovesi, 2005). Os gestores entrevistados citaram duas EEIs da fauna que possuíam algum plano de ação: porco-doméstico/javali e coral-sol. Juntamente com o mexilhão-dourado, são as três EEIs, para as quais existem Planos de Ação Nacionais, implementados através das portarias publicadas entre 2017-2018 (MMA, 2019b).

CONCLUSÕES

O presente estudo evidenciou um expressivo número de EEIs em UCs da Região Sul do Brasil. O cenário é alarmante, pois, mesmo que muitas constem nos PMs de suas respectivas unidades e/ou sejam percebidas pelos gestores, a precariedade da gestão de áreas protegidas no Brasil indica que continuarão lá, sem estratégias de manejo possíveis de serem implementadas. Além disso, algumas espécies, sem o devido manejo, se valem das UCs como ponto de estabelecimento de populações e dispersão de indivíduos para áreas adjacentes (incluindo outras UCs). Não há outro caminho viável senão aquele no qual os órgãos ambientais trabalhem em parceria com centros de pesquisa locais/regionais, na tentativa de buscar soluções para esta problemática.

REFERÊNCIAS

- ABBOTT, I. 2002. Origin and spread of the cat, *Felis catus*, on mainland Australia, with a discussion of the magnitude of its early impact on native fauna. **Wildlife Research**, **29**(1):51-74.
- ALPERT, P.; BONE, E.; HOLZAPFEL, C. 2000. Invasiveness, invisibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, **3**(1):52-66.
- ALVARES, C. A. et al. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, **22**(6):711-728.
- ANDREU, J.; VILÀ, M.; HULME, P. E. 2009. An assessment of stakeholder perceptions and management of noxious alien plants in Spain. **Environmental Management**, **43**:1244.
- BACHER, S. et al. 2018. Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT) **Methods in Ecology and Evolution**, **9**(1):159-168.
- BAKER, P. J. et al. 2005. Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. **Mammal Review**, **35**(3-4):302-312.
- 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**(11):2283-2300.
- BEAUMONT, L. J. et al. 2009. Modelling the impact of *Hieracium* spp. on protected areas in Australia under future climates. **Ecography**, **32**(5):757-764.
- BENSKIN, C. M. H. et al. 2009. Bacterial pathogens in wild birds: A review of the frequency and effects of infection. **Biological Reviews**, **84**(3):349-373.
- BOONE, M. D.; LITTLE, E. E.; SEMLITSCH, R. D. 2004. Overwintered bullfrog tadpoles negatively affect salamanders and anurans in native amphibian communities. **Copeia**, **2004**(3):683-690.
- BRAUN, M.; SCHINDLER, S.; ESSL, F. 2016. Distribution and management of invasive alien plant species in protected areas in Central Europe. **Journal for Nature Conservation**, **33**:48-57.
- BRITTON, J. R.; ORSI, M. L. 2012. Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, **22**(3):555-565.
- BROOKS, M. L. et al. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. **BioScience**, **54**(7):677-688.
- CADI, A.; JOLY, P. 2004. Impact of the introduction of the redeared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of European pond turtle (*Emys orbicularis*). **Biodiversity and Conservation**, **13**(13):2511-2518.
- CARAVAGGI, A.; MONTGOMERY, W. I.; REID, N. 2015. Range expansion and comparative habitat use of insular, congeneric lagomorphs: invasive European hares *Lepus europaeus* and endemic Irish hares *Lepus timidus hibernicus*. **Biological Invasions**, **17**(2):687-698.
- CHORNESKY, E. A.; RANDALL, J. M. 2003. The threat of invasive alien species to biological diversity: setting a future course? **Annals of the Missouri Botanical Gardens**, **90**(1):67-76.
- CORDERO, R. L. et al. 2016. Invasive gorse (*Ulex europaeus*, Fabaceae) changes plant community structure in subtropical forest-grassland mosaics of southern Brazil. **Biological Invasions**, **18**(6):1629-1643.
- COSTA, R. O. et al. 2019. Invasive *Hedychium coronarium* inhibits native seedling growth through belowground competition. **Flora**, **261**:151479.
- CUNHA, E. R.; DELARIVA, R. L. 2009. Introdução da rã-touro, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802): uma revisão. **Revista de Saúde e Biologia**, **4**(2):34-46.
- CUTHBERT, R.; HILTON, G. 2004. Introduced house mice *Mus musculus*: a significant predator of endangered and endemic birds on Gough Island, South Atlantic Ocean? **Biological Conservation**, **117**(5):483-489.
- DA ROSA, C. A.; FERNANDES-FERREIRA, H.; ALVES, R. R. N. 2019. O manejo do javali (*Sus scrofa* Linnaeus

- 1758) no Brasil: implicações científicas, legais e éticas das técnicas letais de controle de uma espécie exótica invasora. **Biodiversidade Brasileira**, **9**(2):267-284.
- DAVID, P. et al. 2017. Impacts of invasive species on food webs: a review of empirical data. Networks of invasion: a synthesis of concepts. **Advances in Ecological Research**, **56**:1-60.
- DE BOSSCUERE, H; WANG, Z; ORLANDI, P. A. 2007. First diagnosis of *Encephalitozoon intestinalis* and *E. hellem* in a European brown hare (*Lepus europaeus*) with kidney lesions. **Zoonoses Public Health**, **54**(3-4):131-134.
- DEBERDT, A. J.; SCHERER, S. B. 2007. The wild boar: occurrence and management of the species in Brazil. **Natureza & Conservação**, **5**(2):101-114.
- DECHOUM, M. S. et al. 2018. Invasive species and the Global Strategy for Plant Conservation: how close has Brazil come to achieving Target 10? **Rodriguésia**, **69**(4):1567-1576.
- DE CASTRO, W. A. C. et al. 2016. Invasion strategies of white ginger lily (*Hedychium coronarium*) J. König (Zingiberaceae) under different competitive and environmental conditions **Environmental and Experimental Botany**, **127**:55-62.
- DE POORTER, M.; PAGAD, S.; ULLAH, M. I. 2007. Invasive alien species and protected areas: a scoping report. Part 1. Scoping the scale and nature of invasive alien species threats to protected areas, impediments to invasive alien species management and means to address those impediments. Global Invasive Species Programme, Invasive Species Specialist Group. Disponível em: <http://www.issg.org/pdf/publications/gisp/resources/ias_protectedareas_scoping_i.pdf>. Acesso em: 31 out. 2019.
- DICKMAN, C. R. 1996. **Overview of the impacts of feral cats on Australian native fauna**. Sydney: University of Sydney, 97p.
- DIDHAM, R. K. et al. 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. **Trends in Ecology and Evolution**, **22**(9):489-496.
- EHRENFELD, J. G. 2010. Ecosystem consequences of biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, **41**:59-80.
- FARIA, H. H. 2004. **Eficácia de gestão de unidades de conservação gerenciadas pelo Instituto Florestal de São Paulo, Brasil**. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia, 397p.
- FOXCROFT, L. C. et al. 2017. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. **Biological Invasions**, **19**(5):1353-1378.
- FOXCROFT, L. C. et al. 2019. Assessing the association between pathways of alien plant invaders and their impacts in protected areas. **Neobiota**, **43**:1-25.
- GABOR, T. M.; HELLGREN, E. C. 2000. Variation in peccary populations: landscape composition or competition by an invader? **Ecology**, **81**(9):2509-2524.
- GALLARDO, B. et al. 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. **Global Change Biology**, **22**(1):151-163.
- GENOVESI, P. 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: a review. **Biological Invasions**, **7**(1):127-133.
- GENOVESI, P.; MONACO, A. 2013. Guidelines for addressing invasive species in protected areas. In: L. C. Foxcroft; P. Pyšek; D. M. Richardson; P. Genovesi (Org.). **Plant invasions in protected areas. Patterns, problems and challenges. Invading nature**. Dordrecht: Springer, p. 487-506.
- GUIMARÃES, T. C. S. 2015. **Espécies exóticas invasoras da fauna em unidades de conservação federais no Brasil: sistematização do conhecimento e implicações para o manejo**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 159p.
- GUIMARÃES, T. C. S.; SCHMIDT, I. B. 2017. A systematization of information on Brazilian federal protected áreas

- with management actions for animal invasive alien species. **Perspectives in Ecology and Conservation**, **15**(2):136-140.
- HASENACK, H. et al. 2019. Bioma Pampa: oportunidades e desafios de pesquisa para o desenvolvimento sustentável. In: E. F. Vilela; G. M. Callegaro; G. W. Fernandes (Org.). **Biomass e agricultura - oportunidades e desafios**. Rio de Janeiro: Vertente, p. 123-140.
- HEGEL, C. G. Z.; MARINI, M. A. 2013. Impact of the wild boar, *Sus scrofa*, on a fragment of Brazilian Atlantic Forest. **Neotropical Biology and Conservation**, **8**(1):17-24.
- HOROWITZ, C. et al. 2013. Manejo da flora exótica invasora no Parque Nacional de Brasília: contexto histórico e atual. **Biodiversidade Brasileira**, **3**(2):217-236.
- HUGHES, J.; MACDONALD, D. W. 2013. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. **Biological Conservation**, **157**:341-351.
- HUI, C. et al. 2016. Defining invasiveness and invasibility in ecological networks. **Biological Invasions**, **18**(4):971-983.
- HULME, P. E. et al. 2014. Greater focus needed on alien plant impacts in protected areas. **Conservation Letters**, **7**(5):459-466.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019a. **Área Territorial Brasileira**. Consulta por Unidade da Federação. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 31 out. 2019.
- _____. 2019b. **Área Territorial Brasileira**. Mapa de Biomas e de Vegetação. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 31 out. 2019.
- IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (Coord.). 2002. **Roteiro metodológico para elaboração e revisão de planos de manejo das unidades de conservação federais**. IBAMA: Brasília, 209p.
- ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Coord.). 2007. **Efetividade de gestão das unidades de conservação federais do Brasil**. ICMBio: Brasília, 96p.
- _____. 2019. *Unidades de Conservação*. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/planos-de-manejo>>. Acesso em: 31 out. 2019.
- INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. 1992. **Normais climatológicas (1961-90)**. Brasília: Ministério da Agricultura, 7p.
- Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. 2019. Disponível em: <<https://institutohorus.org.br/marcos-legais>>. Acesso em: 31 out. 2019.
- I3N BRASIL. 2019. Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras. Disponível em: <<http://i3n.institutohorus.org.br/www>>. Acesso em: 31 out. 2019.
- JAUNI, M.; GRIPENBERG, S.; RAMULA, S. 2015. Non-native plant species benefit from disturbance: a meta-analysis. **Oikos**, **124**(2):122-129.
- KATSANEVAKIS, S. et al. 2014. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. **Aquatic Invasion**, **9**(4):391-423.
- KENIS, M. et al. 2009. Ecological effects of invasive alien insects. **Biological Invasions**, **11**(1):21-45.
- KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution**, **16**(4):199-204.
- LESSA, I. et al. 2016 Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Natureza & Conservação**, **14**(2):46-56.
- LEVERINGTON, F. et al. 2010. A global analysis of protected area management effectiveness. **Environmental Ma-**

nagement, **46**(5):685-698.

LIMA, G. S.; RIBEIRO, G. A.; GONÇALVES, W. 2005. Avaliação da efetividade de manejo das unidades de conservação de proteção integral em Minas Gerais. **Revista Árvore**, **29**(4):647-653.

LOVEJOY, T. E. 2006. Protected areas: a prism for a changing world. **Trends in Ecology & Evolution**, **21**(6):329-333.

LOWE, S. et al. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. **Aliens**, **12**:1-12.

LOZON, J.; MACISAAC, H. 1997. Biological invasions: are they dependent on disturbance? **Environmental Reviews**, **5**(2):131-144.

MACDOUGALL, A. S.; TURKINGTON, R. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? **Ecology**, **86**(1):42-55.

MACK, R. N. et al. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, **10**(3):689-710.

MANNINO, A. M.; BALISTRERI, P. 2018. Citizen Science: a successful tool for monitoring Invasive Alien Species (IAS) in marine protected areas. The case study of the Egadi Islands MPA, Tyrrhenian Sea, Italy. **Biodiversity**, **19**(1-2): 42-48

MARTINEZ-CILLERO, R. et al. 2019. A practical tool for assessing ecosystem services enhancement and degradation associated with invasive alien species. **Ecological and Evolution**, **9**(7):3918-3936.

MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma graminéa exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, **28**(5):739-747.

MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. R. 2009. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura** (SBPC), **61**(1):27-30.

MCKINNEY, M. L. 2002. Influence of settlement time, human population, park shape and age, visitation and roads on the number of alien plant species in protected areas in the USA. **Diversity and Distribution**, **8**(6):311-317.

MEDEIROS, R.; PEREIRA, G. S. 2011. Evolution and implementation of management plans in national parks in the state of Rio de Janeiro. **Revista Árvore**, **35**(2):279-288.

MEINERS, S. J.; PICKETT, S. T. A. 2013. Plant invasions in protected landscapes: exception or expectation? In: L. C. Foxcroft, P. Pyšek, D.M. Richardson; P. Genovesi (Org.). **Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges**. Netherlands: Springer, p. 43-60.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. 2015. **Corredores Ecológicos: experiências em planejamento e implementação**. Brasília: MMA, 58p.

_____. 2019a. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>>. Acesso em: 31 out. 2019.

_____. 2019b. Planos de Controle: Planos de Prevenção, Erradicação, Controle e Monitoramento de Espécies Exóticas Invasoras. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/biodiversidade/conservacao-de-especies/especies-exoticasinvasoras/planos-de-controle.html>>. Acesso em: 31 out. 2019.

NIMER, E. 1979. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 421p.

OLIVEIRA, A. E. S.; PEREIRA, D. G. 2010. Erradicação de espécies exóticas invasoras: múltiplas visões da realidade brasileira. **Desenvolvimento e Meio ambiente**, **21**:173-181.

OLIVEIRA, I. S. et al. 2016. Predation on native anurans by invasive vertebrates in the Atlantic Rain Forest, Brazil. **Oecologia Australis**, **20**(3):70-74.

OTERO, M. et al. 2013. **Monitoring marine invasive species in Mediterranean Marine Protected Areas (MPAs):**

a strategy and practical guide for managers. Malaga: IUCN, 136p.

PAUCHARD, A.; ALABACK, P. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of southcentral Chile. **Conservation Biology**, **18**(1):238-248.

PEH, K. S. H. et al. 2015. Potential impact of invasive alien species on ecosystem services provided by a tropical forested ecosystem: A case study from Montserrat. **Biological Invasions**, **17**(1):461-475.

PEJCHAR, L.; MOONEY, H. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. **Trends in Ecology and Evolution**, **24**(9):497-504.

PETRI, L.; ARAGAKI, S.; GOMES, E. P. C. G. 2018. Management priorities for exotic plants in an urban Atlantic Forest reserve. **Acta Botanica Brasilica**, **32**(4):631-641.

PRODÖHL, P. 2013. Molecular evidence for bidirectional hybridisation between the endemic *Lepus timidus hibernicus* and the invasive *Lepus europaeus* in Ireland. In: W. I. Montgomery (Org.). **Proceedings of the 11th International Mammalogical Congress**. Belfast, Queens: University of Belfast, p. 77.

PYSEK, P. et al. 2012. Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. **Preslia**, **84**(3):575-629.

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

REJMÁNEK, M. et al. 2005. Ecology of invasive plants: state of the art. In: H. A. Mooney; R. N. Mack; J. A. McNeely, L. E. Neville; P. J. Schei; J. K. Waage (Org.). **Invasive Alien Species: a new synthesis**. Washington: Island, p. 104-161.

RIBEIRO, V. M. et al. 2019. Efeito alelopático de *Leucaena leucocephala* e *Hovenia dulcis* sobre germinação de *Mimosa bimucronata* e *Peltophorum dubium*. **Iheringia** (Série Botânica), **74**:e2019006.

RICCIARDI, A. et al. 2013. Progress toward understanding the ecological impacts of non-native species. **Ecological Monographs**, **83**(3):263-282.

RICHARDSON, D. M. et al. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distribution**, **6**(2):93-107.

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, **30**(3):409-431.

ROCHA, L. F. et al. 2018. Avaliação da presença de espécies exóticas em unidades de conservação estaduais de Minas Gerais. **Revista de Ciências Agroambientais**, **15**(2):238-248.

ROCHA, R. O; ROCHA. M. B. 2019. Levantamento de espécies exóticas em unidades de conservação: o caso do Estado do Rio de Janeiro. **Research, Society and Development**, **8**(10):e408101406.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. 2014. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, **3**(2):32-49.

SAUCEDO, B. et al. 2019. Pathogen risk analysis for wild amphibian populations following the first report of a Ranavirus outbreak in farmed American Bullfrogs (*Lithobates catesbeianus*) from Northern Mexico. **Viruses**, **11**(1):26.

SCHMIDT, A. D.; CASTELLANI, T. T.; DECHOUM, M. S. 2019. Biotic and abiotic changes in subtropical seasonal deciduous forest associated with invasion by *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae). **Biological Invasions**, doi.org/10.1007/s10530-019-02089-4.

SCHIRMEL, J. et al. 2016. Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: a global assessment. **Global Change Biology**, **22**(2):594-603.

SEBURANGA, J. L. 2015. Black wattle (*Acacia mearnsii* De Wild.) in Rwanda's forestry: implications for nature conservation. **Journal of Sustainable Forestry**, **34**(3):276-299.

SHEPHERD, J. D.; DITGEN, R. S. 2012. Predation by *Rattus norvegicus* on a native small mammal in an *Araucaria*

- araucana* forest of Neuquén, Argentina. **Revista Chilena de História Natural**, **85**:155-159
- SILVA, A. C. C. et al. 2013. Aspectos de ecologia de paisagem e ameaças à biodiversidade em uma unidade de conservação na Caatinga, em Sergipe. **Revista Árvore**, **37**(3):479-490.
- SIMBERLOFF, D. 2003. Eradication-preventing invasions at the outset. **Weed Science**, **51**(2):247-253.
- USHER, M. B. 1988. Biological invasions of nature reserves: a search for generalizations. **Biological Conservation**, **44**(1-2):119-135.
- VILÀ, M.; HULME, P. E. 2017. Non-native species, ecosystem services, and human well-being. In: M. Vilà; P. Hulme (Org.). **Impact of biological invasions on ecosystem services**. Berlin: Springer, p. 1-14.
- VILÀ, M. et al. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, **14**:702-708.
- VITOUSEK, P. M. et al. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. **New Zealand Journal of Ecology**, **21**(1):1-16.
- YOUNG, C. E. F.; MEDEIROS, R. 2018. **Quanto vale o verde: a importância econômica das unidades de conservação brasileiras**. Rio de Janeiro: Conservação Internacional (CI-Brasil), 184p.
- YOUNG, J. K. et al. 2011. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. **BioScience**, **61**(2):125-132.
- WINCKLER-SOSINSKI, L.T.; SCHWARZBOLD, A.; SCHULZ, U. 2009. Fish assemblage structure in altitude rivers under the effect of exotic species introduction, northeast of Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, **21**(4):473-482.
- ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, **34**(3):431-446.
- ZILLER, S. R. 2010. Como estabelecer prioridades para ações de controle de espécies exóticas invasoras em escala estadual. In: D. P. Kuntschik; M. Eduarte (Org.). **Espécies exóticas invasoras**. São Paulo: Cadernos da Mata Ciliar, p. 12-16.
- ZILLER, S. R.; DECHOUM, M. S. 2014. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, **2**:4-31.