



BioBrasil

BIODIVERSIDADE BRASILEIRA
REVISTA CIENTÍFICA



Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil

Alexandre Bonesso Sampaio¹ & Isabel Belloni Schmidt²

Recebido em 10/06/2013 – Aceito em 17/09/2013

RESUMO – Invasões biológicas estão entre as principais causas de perda de biodiversidade. Mesmo áreas protegidas têm sofrido sérias consequências das invasões biológicas, como a alteração da composição de espécies e dos processos ecossistêmicos, e em casos extremos a extinção local de espécies. A ocorrência de espécies exóticas invasoras (EEI) em Unidades de Conservação ainda é pouco estudada, mas dados secundários permitem uma primeira aproximação do problema de modo a orientar ações emergenciais de prevenção e controle. Para tal, foi feito um levantamento das EEI registradas nas 313 unidades de conservação (UC) federais do Brasil. Este levantamento foi baseado em duas fontes principais de dados: os Planos de Manejo para 41 UCs federais e o conjunto de dados do RAPPAM (Avaliação Rápida e Priorização do Manejo de Unidades de Conservação – “Rapid Assessment and Prioritization of Protected Areas Management”) para 181 UCs federais. Para complementar esses dados, foram levantadas informações na literatura e foi feita uma consulta aos gestores de 15 UCs federais. No total, foram listadas 144 espécies, sendo: 106 de plantas vasculares, 11 de peixes, 11 de mamíferos, 5 de moluscos, 3 de répteis, 3 de insetos, 2 de cnidários, 1 de anfíbio, 1 de crustáceo, 1 de isópoda. As espécies citadas para um maior número de UCs foram: *Canis familiaris* – cão doméstico (53 UCs); *Felis catus* – gato (34 UCs); *Apis mellifera* - abelha africana (33 UCs); *Mangifera indica* – mangueira (31 UCs); *Urochloa maxima* - capim colônio (28 UCs); *Melinis minutiflora* – capim-gordura (26 UCs). A lista compilada fornece um primeiro retrato das invasões biológicas nas UC federais e alerta para a necessidade do estabelecimento de ações de monitoramento e de manejo para o controle das EEI.

Palavras-chave: invasão biológica; áreas protegidas; conservação da biodiversidade.

ABSTRACT – Biological invasions have been indicated as one of the main causes of biodiversity loss. Even the protected areas (PA) have been affected by the serious consequences of the biological invasions, such as shifts in species composition and ecosystem processes, and, in extreme cases, species local extinctions. The occurrence of Invasive Alien Species (IAS) in Protected Areas in Brazil is still poorly known, but secondary data brings a first approximation to the problem in order to guide urgent actions for prevention and control. In this sense, we carried out a survey for the IAS recorded in the 313 federal protected areas of Brazil (PA). This survey was based on two main sources of information: management plans available for 41 protected areas and the data from RAPPAM (Rapid Assessment and Prioritization of Protected Areas Management) for 181 PAs. Furthermore, it was gathered data from literature and additional PA managers from 15 PAs were consulted. The checklist has 144 species, among which: 106 species are vascular plant species, 11 are fishes, 11 mammals, 5 mollusks, 3 reptiles, 3 insects, 2 cnidarians, 1 amphibian, 1 crustacean, and 1 isopod. The

Afiliação

¹ Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Caatinga (CECAT)/ICMBio.

² Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade de Brasília.

E-mails

alexandre.sampaio@icmbio.gov.br, isabels@unb.br

most frequent species across PAs were: *Canis familiaris* – domestic dog (53 PAs); *Felis catus* – domestic cat (34 PAs); *Apis mellifera* – honey bee (33 PAs); *Mangifera indica* – mango tree (31 PAs); *Urochloa maxima* – guinea grass (28 PAs); *Melinis minutiflora* – molasses grass (26 PAs). The checklist brings up the first attempt about biological invasions in federal Brazilian PAs and raises awareness to the need for monitoring and management actions to control IAS.

Key-words: invasion biology, protected areas, biodiversity conservation.

RESÚMEN – Invasiones biológicas han sido señaladas como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad. Incluso las áreas protegidas han sido afectadas por las graves consecuencias de las invasiones biológicas, tales como la alteración de la composición de especies y los procesos de los ecosistemas, y en situaciones extremas la extinción local de especies. La presencia de las especies exóticas invasoras (EEI) en unidades de conservación federales (UC) ha sido poco estudiada, pero datos secundarios permiten una primer aproximación del problema para orientar acciones emergenciales de prevención y control. De esta manera, fueron levantadas las EEI registradas para las 313 UC's federales de Brasil. Este levantamiento fue basado en dos fuentes principales de datos: Planes de Manejo disponibles para 41 UC's federales y el conjunto de datos del RAPPAM (Evaluación Rápida y Priorización del Manejo de Áreas Protegidas – “The Rapid Assessment and Prioritization of Protected Areas Management”) para 181 UCs federales. Además, se recogieron datos de la literatura y 15 administradores de las UCs fueron consultados. La lista cuenta con 144 especies, donde: 106 especies son de plantas vasculares, 11 son de peces, 11 de mamíferos, 5 de moluscos, 3 de reptiles, 3 de insectos, 2 de cnidarios, 1 de anfibia, 1 de crustáceo, 1 de isópodo. Las especies más frecuentes en las UC fueron: *Canis familiaris* – cão doméstico (53 UCs); *Felis catus* – gato (34 UCs); *Apis mellifera* – abelha africana (33 UCs); *Mangifera indica* – mangueira (31 UCs); *Urochloa maxima* – capim colônia (28 UCs); *Melinis minutiflora* – capim-gordura (26 UCs). La lista compilada fornece un primer retrato de las invasiones biológicas en UC's federales y alerta para la necesidad del establecimiento de acciones de monitoreo y manejo para el control de EEI.

Palabras-clave: invasiones biológicas, áreas protegidas, conservación de la biodiversidad.

Introdução

Desde o início da agricultura, espécies de praticamente todos os grupos taxonômicos têm sido transportadas pelos homens para além das barreiras naturais que delimitavam sua distribuição original. Este transporte de espécies tomou escala global após o início das grandes navegações ao redor do mundo, definido pelo retorno de Colombo à Europa em 1492 após descobrir as Américas. Desde então, o transporte de espécies vem ocorrendo pelos mais diversos motivos, principalmente para produção de alimento e outros usos comerciais, como paisagismo e criação de animais de estimação e até mesmo para fins ambientais. Além destes transportes intencionais de espécies há aqueles que acontecem sem intenção direta ou de forma acidental. Uma troca de espécies vem crescendo continuamente entre diversas regiões do globo, tendo, provavelmente, dado saltos com a revolução industrial, a revolução verde, e atualmente, com a globalização. As possibilidades atuais de uma espécie ser transportada ao redor do globo estão bastante diversificadas e intensificadas. O transporte de uma espécie mesmo sem intenção é bastante provável devido ao grande fluxo de embarcações, aeronaves e veículos terrestres (Davis 2009). Já o transporte intencional de espécies ocorre principalmente para uso ornamental e para criação de animais de estimação. Podemos citar, por exemplo, a entrada de plantas em diversos países para uso ornamental (Myers & Basely 2003). No Brasil, o uso ornamental e a criação de animais de estimação representam juntos 40% das introduções de espécies exóticas invasoras (EEI) (Leão *et al.* 2011).

Quando uma espécie é transportada para além de sua distribuição original, esta fica exposta a novas condições bióticas e abióticas. Para a maioria das espécies introduzidas, ou exóticas, as condições são tão distintas que a sobrevivência e reprodução são possíveis apenas mediante os cuidados do Homem. Diversas barreiras parecem contribuir para que isso aconteça: por exemplo, plantas fora de sua ocorrência nativa podem não dispor de polinizadores ou dispersores de sementes, o que restringiria sua reprodução ao cultivo humano (Davis 2009). Além disso, condições

abióticas desfavoráveis podem influir na capacidade de uma espécie se reproduzir, inviabilizando o investimento de recursos na reprodução (Carlton & Ruiz 2005). Porém, algumas espécies podem se adaptar a novas condições, se estabelecer e se reproduzir sem auxílio humano, além de se dispersar para além do local de introdução. Alguns mecanismos, como plasticidade fenotípica, podem conferir a uma espécie a capacidade de se estabelecer e reproduzir em ambientes diversos, bastante diferentes até mesmo da região de ocorrência original (Davis 2009). Somando-se a isso, a ausência de inimigos naturais, tais como patógenos, predadores, herbívoros e/ou competidores na região de introdução podem fazer que uma espécie tenha taxas de crescimento populacional bem acima do que ocorre em sua distribuição original onde as interações bióticas restringem as populações (Keane & Crawley 2002).

As espécies exóticas capazes de ultrapassar barreiras à colonização, reprodução e dispersão impostas por ambientes estranhos podem se tornar espécies invasoras, causando impactos aos ambientes invadidos, suas espécies nativas e/ou para as atividades humanas. Este processo conhecido como invasão biológica decorre da vantagem competitiva e dominância da espécie invasora em relação às espécies locais (Valéry *et al.* 2008). A intensidade com que a introdução de uma espécie ocorre, ou pressão de propágulo, medida pelo número de propágulos ou de indivíduos que são transportados, e a frequência com que isso ocorre, influencia diretamente a chance de estabelecimento. Como nem todos os ambientes são propícios ao estabelecimento de uma espécie, quanto maior a pressão de propágulo, maior será a chance de indivíduos encontrarem ambientes propícios e da espécie se estabelecer (Colautti *et al.* 2006).

Uma vez estabelecida, a espécie pode não ser capaz de se reproduzir ou se dispersar para além do local de introdução, permanecendo em estado de latência. Muitas espécies introduzidas permanecem restritas a locais como jardins botânicos, ou criatórios no caso de animais, que são comumente pontos de início do processo de invasão. O período de latência é definido como o tempo entre a introdução e o início da dispersão espontânea para além dos locais de introdução. Ao longo do tempo, algumas espécies introduzidas podem se adaptar ao ambiente de introdução, se reproduzindo e se dispersando localmente, e, eventualmente, gerando por meio de processos evolutivos proles capazes de colonizar novos ambientes. Este período de latência, quando a espécie introduzida aparenta ser incapaz de se tornar invasora, pode durar anos ou décadas. Em um estudo no Haváí (EUA), foram avaliados registros de introdução de espécies em um jardim botânico e registros de monitoramento de espécies exóticas (Daehler 2009). Para as 23 espécies analisadas, foi encontrada uma média de 14 anos de latência para as espécies arbóreas e de 5 anos, para as herbáceas. Na ausência de um programa de monitoramento sistemático, o término da fase de latência e a invasão biológica só serão percebidos quando a espécie já tiver atingido uma grande extensão. Muito comumente, gestores ambientais só percebem as invasões biológicas quando estas atingem extensões alarmantes e passam a causar prejuízos facilmente mensuráveis. Isso acontece possivelmente devido ao fato de que humanos respondem mais comumente às crises que se apresentam de forma impactante (GISP 2007).

As EEI apresentam diversas características relacionadas à capacidade de invasão de um novo ambiente. Espécies que formam populações com altas taxas de reprodução e dispersão apresentam grande chance de se tornarem invasoras. Para plantas, caracteres relacionados à altas taxas de reprodução e dispersão parecem ser os mais consistentes entre as espécies invasoras (Rejmánek *et al.* 2005). Por outro lado, Funk e Vitousek (2007) encontraram que plantas invasoras eram mais eficientes que as nativas em utilizar nutrientes e luz. Apesar de características relacionadas à capacidade de rápido crescimento e reprodução e à dispersão eficiente serem comuns a muitas espécies invasoras, não há um conjunto de caracteres único que descreva todas as espécies que se tornam invasoras (Davies 2009). Além disso, mesmo que uma espécie não tenha as características esperadas para se tornar invasora, estas características podem aparecer ao longo de processos evolutivos; ou, ainda, os impedimentos bióticos ou ambientais que limitam a dispersão da espécie podem mudar ao longo do tempo, por exemplo, pela introdução de outras espécies exóticas que atuem como facilitadoras (Olyarnik *et al.* 2008) ou devido às mudanças climáticas (Hellmann *et al.*



2008). Adicionalmente, a alta pressão de propágulo pode ser mais importante que outros fatores como determinante da capacidade de invasão de uma espécie (Colautti *et al.* 2006).

Por meio de análises de risco considerando as características de uma espécie é possível prever a probabilidade desta se tornar invasora, sendo esta a forma mais eficiente e barata de controle dessas espécies, sucedida por ações de detecção precoce e erradicação. Na análise de risco são consideradas diversas características das espécies e calculada uma probabilidade de que esta se torne invasora. Até o momento, a melhor informação para a detecção de uma possível EEI em uma análise de risco tem sido o fato de uma espécie já ter invadido outras áreas (Marchetti *et al.* 2004).

Além das características das espécies e da pressão de propágulo, as características do ambiente também são cruciais para determinar o processo de invasão. Nem todas as espécies são capazes de invadir todos os ambientes disponíveis. Cada espécie tem maior ou menor chance de invadir uma área dependendo das características do ambiente. Diversas características dos ecossistemas parecem influenciar a susceptibilidade destes a invasões biológicas, como a diversidade de espécies (quanto maior diversidade, menores chances de invasão), a heterogeneidade do ambiente (ambientes mais heterogêneos seriam mais facilmente invadidos), a variação na disponibilidade de recursos (quanto mais recursos disponíveis, maiores as chances de invasão), as interações biológicas (presença de espécies inimigas na comunidade diminui a chance de invasão e a presença de espécies nativas facilitadoras aumenta a chance de invasão) e o nível de estresse ambiental (por exemplo zonas áridas ou de elevada altitude teriam menores chances de serem invadidas) (Davies 2009). Estes fatores interagem e variam entre regiões e com o tempo, o que dificulta as generalizações, pois, dependendo da combinação de fatores, praticamente qualquer tipo de ambiente pode ser invadido por uma EEI. De forma geral, a variação espacial e temporal na disponibilidade de recursos é o parâmetro que melhor explica a vulnerabilidade de um ambiente às espécies invasoras (Davies 2009). Um incêndio disponibiliza nutrientes no solo e causa a mortalidade na biota nativa possivelmente facilitando as condições para a colonização de espécies invasoras. Gramíneas invasoras alteram o regime de fogo, aumentando as chances de incêndios e promovendo as condições para a sua manutenção no sistema. Este processo é conhecido como ciclo gramíneas-fogo (D'Antonio & Vitousek 1992). Espécies lenhosas invasoras também são capazes de alterar processos ecossistêmicos, inclusive o regime de fogo, de forma a promover sua manutenção e expansão (Mandle *et al.* 2011). Espécies que alteram processos ecossistêmicos ou a estrutura do ambiente invadido são chamadas de espécies engenheiras e geram grandes impactos nos ambientes invadidos (Lockwood 2007).

Uma vez amplamente dispersas e sendo capazes de colonizar diversos ambientes, as espécies invasoras causam impactos bióticos e abióticos que interferem na conservação da biodiversidade e dos ecossistemas. As EEI podem causar os mais diversos tipos de impactos nas espécies e ecossistemas nativos, dentre eles a predação e herbivoria da fauna e flora; competição por recursos; alterações de habitats, do ambiente físico e de processos ecossistêmicos, tais como regimes de queima, ciclo de água ou nutrientes pelas invasoras; a disseminação de doenças sendo as espécies invasoras os vetores ou os próprios patógenos; transporte ou facilitação da introdução de outras espécies invasoras; e a hibridação das espécies invasoras com as espécies nativas (Davis 2009). Em fases avançadas do processo de invasão, sem que haja esforços de controle, as alterações causadas por espécies invasoras podem modificar irreversivelmente os ecossistemas e extinguir localmente espécies nativas (Davies & Svejcar 2008; Mason & French 2008).

As invasões biológicas têm sido indicadas como uma das principais causas de perda de biodiversidade no mundo (UNEP 2005). Um exemplo disto seria a indicação de que 50% das extinções de espécies de peixe no mundo estão relacionadas com EEI (Baillie *et al.* 2004). Pelo menos 38% das extinções de animais foram relacionadas às invasões biológicas (Brown & Lomolino 1998). E 49% das espécies listadas como em perigo de extinção dos E.U.A. são ameaçadas direta ou indiretamente pela invasão biológica (Simberloff 2000). Ainda que não haja extinção local, espécies invasoras comumente provocam alterações na representação de grupos funcionais nos

ambientes por ela colonizados, o que pode modificar o funcionamento de ecossistemas (Mason & French 2008). Processos ecológicos alterados pela invasão afetam a resiliência do sistema de tal forma que mesmo após a retirada dos organismos invasores pode não acontecer o retorno ao estado pré-invasão (Lockwood *et al.* 2007).

A ameaça das espécies invasoras não se restringe a áreas naturais desprotegidas legalmente, Unidades de Conservação (UC) no mundo inteiro têm sofrido seriamente as consequências das invasões biológicas (GISP 2007). Em 2007, Maj De Poorter, à época coordenador do Grupo de Especialistas em Espécies Invasoras (*Invasive Species Specialist Group* – apoiado pelo *International Union for Conservation of Nature*, IUCN), como parte do Programa Global de Espécies Invasoras (*Global Invasive Species Programme* - GISP), produziu um relatório com o objetivo de retratar o panorama do conhecimento sobre o impacto da invasão biológica em UCs em todas as regiões do globo (GISP 2007). Para a América do Norte, Europa e Austrália já existiam dados que permitiam minimamente traçar a amplitude do impacto das invasões biológicas e, em alguns casos, as rotas de introdução são conhecidas, havendo um acompanhamento de todo o processo de dispersão e invasão. Porém, para as demais regiões do mundo, os dados são bastante esparsos e insuficientes para delimitar adequadamente o impacto das espécies invasoras. No relatório foram consideradas apenas seis UCs brasileiras. Ao todo, 487 UCs, em 106 países, foram identificadas com a presença de espécies invasoras e, um total de 326 espécies invasoras foram listadas nestas áreas. O estudo aponta que praticamente todos os ecossistemas do globo apresentam EEI, mesmo zonas remotas como montanhas de elevada altitude e ilhas subantárticas desabitadas. Dado a grande lacuna de conhecimento, a presença de espécies invasoras em estado de latência, e as mudanças climáticas globais, foi previsto que o número de EEI e de UCs infestadas deveria crescer muito nos anos seguintes ao estudo (GISP 2007).

O primeiro passo para se entender a magnitude do problema é identificar quais espécies estão invadindo e causando impacto em quais regiões. Ainda há uma grande lacuna de conhecimento que precisa ser preenchida para que possamos tomar ações estratégicas de erradicação e controle de EEI (GISP 2007). Por outro lado, ações proativas para a prevenção, controle e erradicação de EEI são urgentes para que sejam evitadas perdas ainda maiores que se acumulam com o tempo de não-ação. Estima-se, para os Estados Unidos que a alteração de ambientes naturais tem crescido 1.000 hectares por ano, ou a uma taxa anual de 14% (GISP 2007). Mesmo com todo o investimento realizado para prevenção, controle e erradicação de invasoras, estima-se que mais de 120 bilhões de dólares são gastos por ano para remediar os prejuízos causados por EEI nos EUA (Pimentel *et al.* 2005). Quanto mais tempo se espera para agir, mais as espécies invasoras se dispersam e alteram os ecossistemas de forma irreversível, de modo que o custo de controle e de restauração dos ecossistemas invadidos aumenta exponencialmente com o tempo transcorrido entre o início da invasão e a implementação das ações.

A atenção para as EEI é bastante recente no Brasil, a despeito do grande número de invasoras já estabelecidas em território nacional, com algumas espécies introduzidas desde o início da colonização européia no século XVI. O esforço de listar essas espécies iniciou-se com o Informe Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras, em 2005, quando foi publicada a primeira lista nacional (MMA 2005), quando foram listadas 109 EEI para o Brasil (MMA 2005). Mais recentemente, uma lista nacional compilada pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental traz 348 EEI registradas em território nacional (<http://i3n.institutohorus.org.br/>).

Nos últimos anos, listas oficiais foram produzidas nas diferentes esferas do governo, por variados instrumentos legais. O município de Curitiba foi o primeiro (por meio do Decreto no. 473/2008, seguido pelo município de Baurú (Decreto no. 10987/2009), estado de Santa Catarina (Resolução CONSEMA SC, no. 11/2010), município de São Paulo (Portaria SVMA SP 19/2010), município do Rio de Janeiro (Decreto no. 33814/2011). Uma lista para o nordeste brasileiro foi publicada em 2011 (Leão *et al.* 2011) e em 2012 foi colocada para consulta pública uma lista para o estado do Rio de Janeiro. Algumas destas listas incluem normas para regular o cultivo das EEI. Por último o governo do Rio Grande do Sul publicou em outubro de 2013 a lista de EEI

para este estado (Portaria SEMA-RS no. 79/2013). O decreto do município de Curitiba estabelece, por exemplo, que sete espécies de árvores são proibidas de plantio pelo governo na área do município, incluindo árvores populares como as dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*. Apesar destes esforços regionais, e da constante atualização da lista nacional realizada pelo Instituto Hórus, não há uma lista de EEI para o Brasil reconhecida oficialmente pelo governo federal.

Apesar da lista nacional de espécies invasoras compilada pelo Instituto Hórus incluir dados sobre diversas UCs, especialmente UCs estaduais e municipais, a maioria das UCs federais não está representada nesta lista (há apenas 79 UCs federais incluídas nesta base de dados, ver artigo nesta revista). A partir da compilação de informações secundárias sobre registros de ocorrência de EEI nas UCs federais, o presente estudo tem por objetivos: (i) chamar a atenção para a magnitude do problema das EEI em UCs federais e (ii) propor diretrizes iniciais para que o problema seja tratado. A partir deste diagnóstico centrado nas UCs federais, espera-se que ações de manejo possam ser planejadas e executadas de forma a melhorar a efetividade de gestão destas UCs.

Métodos

Para sistematizar dados de ocorrência de EEI no interior de UCs federais, foram compiladas informações sobre as espécies consideradas exóticas à biota nativa, introduzidas espontânea ou intencionalmente no Brasil, que estejam dispersando espontaneamente para além dos locais de introdução, cultivo ou criação e que estejam potencialmente causando impacto à biota e aos ecossistemas nativos. Para tal, foram consultados planos de manejo de 119 UCs federais e o conjunto de dados obtidos pelo RAPPAM (Avaliação Rápida e Priorização do Manejo de Unidades de Conservação – “Rapid Assessment and Prioritization of Protected Areas Management”), realizado em 2010 para as 313 UCs federais (este número não inclui as Reservas Particulares do Patrimônio Nacional - RPPN). Além destas fontes, informações complementares foram buscadas na literatura especializada e por consulta aos gestores de 15 UCs participantes do curso “Espécies Exóticas Invasoras: Conceitos e Práticas de Campo”, realizado em novembro de 2010. Após compiladas as informações, a lista resultante de espécies exóticas ao Brasil foi comparada com a lista de EEI do Brasil, organizada pelo Instituto Hórus (<http://i3n.institutohorus.org.br/>). As espécies encontradas nos dados secundários, mas não encontradas na lista do Instituto Hórus, foram procuradas em listas de outros países, e descartadas da lista final caso não constassem em nenhuma destas. Antes da finalização da lista de EEI, esta foi disponibilizada para consulta e avaliação a todos os analistas ambientais do ICMBio, os quais proveram informações atualizadas sobre a ocorrência das espécies, validando os registros e eliminando eventuais erros.

Para as EEI identificadas em UCs federais, foi verificado se estas estavam listadas entre as 100 espécies consideradas como piores invasoras globalmente (segundo critérios estabelecidos por Lowe *et al.* (2000). Adicionalmente, a partir de consultas na base de dados do Instituto Hórus e diversas listas de cultivo e oferta de venda de espécies, as espécies foram classificadas em espécies cultivadas atualmente ou não no Brasil.

Resultados

Ao todo foram avaliados 1.583 registros de ocorrências de espécies exóticas em UCs federais. Destes registros foram considerados 802 para compor a lista, os quais trazem dados referentes a EEI. Dos registros utilizados, 36% foram obtidos a partir dos dados RAPPAM, 28% de informações oriundas de planos de manejo, 21% dos registros foram incluídos após a consulta aos gestores de UCs, 13% dos registros foram obtidos na base de dados do Instituto Hórus e, por fim, 2% dos registros são oriundos de um relatório técnico (Gatti *et al.*; http://www.mma.gov.br/estruturas/174/arquivos/174_05122008112901.pdf, acessado em 28/11/2013).

Os 802 registros utilizados são referentes a 144 EEI. A maior parte das espécies listadas foi obtida a partir de dados dos planos de manejo (79 EEI), 21 espécies foram acrescentadas pelos dados RAPPAM, 18 EEI vieram da lista do Instituto Hórus e por fim, 26 EEI foram incluídas a lista pelos gestores, *a posteriori*.

A maior parte das EEI registradas em UCs é de plantas (106 espécies, Tabela 1), além disto estão listadas como EEI em UCs federais, 11 espécies de peixes, 11 de mamíferos, 5 de moluscos, 3 de répteis, 3 de insetos, 2 de cnidários, 1 de anfíbio, 1 de crustáceo, 1 de isópoda. As espécies citadas para um maior número de UCs foram: *Canis familiaris* – cão doméstico (53 UCs); *Felis catus* – gato (34 UCs); *Apis mellifera* – abelha africana (33 UCs); *Mangifera indica* – mangueira (31 UCs); *Urochloa maxima* – capim colônia (28 UCs); *Melinis minutiflora* – capim-gordura (26 UCs).

Tabela 1 – Lista de Espécies Exóticas Invasoras EEI encontradas em UCs federais. Cultivo indica espécies que são cultivadas, sendo que as indicadas por “s/ info” não se tem informação. As espécies listadas entre as 100 piores EEI do mundo (segundo critérios estabelecidos por Lowe *et al.* 2000) são indicadas na tabela.

Table 1 – Checklist of Invasive Alien Species in Federal Protected Areas (PA) in Brazil. “Cultivo” means species that are nowadays cultivated outside PA’s and “s/ info” means species without information. The 100 worst Alien Species are pointed out in the table (according to Lowe *et al.* 2000).

Grupo	Espécie	Cultivo	100 piores EEI	Nome comum
Angiosperma	<i>Acacia decurrens</i> Willd.	sim		Acácia-negra
Angiosperma	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	sim		Esponginha
Angiosperma	<i>Acacia mangium</i> Willd.	sim		Acácia-australiana
Angiosperma	<i>Agave americana</i> L.	sim		Agave
Angiosperma	<i>Agave sisalana</i> Perrine ex Engelm.	sim		Sisal
Angiosperma	<i>Aleurites moluccana</i> (L.) Willd.	sim		Nogueira-de-iguape
Angiosperma	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	sim		Capim-andropogon
Angiosperma	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> H. Wendl. & Drude	sim		Palmeira-real
Angiosperma	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	sim		Jaqueira
Angiosperma	<i>Arundo donax</i> L.	sim	x	Cana-do-reino
Angiosperma	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	sim		Neen
Angiosperma	<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J.C. Wendl.	sim		Bambu
Angiosperma	<i>Calotropis procera</i> (Aiton) W.T. Aiton	sim		Algodão-de-seda
Angiosperma	<i>Carica papaya</i> L.	sim		Mamão
Angiosperma	<i>Caryota urens</i> L.	sim		Palmeira-rabo-de-peixe
Angiosperma	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	sim		Casuarina
Angiosperma	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	sim		Centela
Angiosperma	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	s/ info		Cardo
Angiosperma	<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	sim		Limão
Angiosperma	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	sim		Limão-cravo
Angiosperma	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A. Howard	sim		Sombreiro
Angiosperma	<i>Coffea arabica</i> L.	sim		Café
Angiosperma	<i>Cordyline terminalis</i> (L.) Kunth	sim		Cordilina
Angiosperma	<i>Coreopsis tinctoria</i> Nutt.	s/ info		Margaridinha-escura
Angiosperma	<i>Crocosmia × crocosmiiflora</i> (Lemoine) N.E. Br.	sim		Tritônia
Angiosperma	<i>Crotalaria spectabilis</i> Roth	sim		Crotalária

Angiosperma	<i>Cryptomeria japonica</i> (Thunb. ex L. f.) D. Don	sim		Criptomeria
Angiosperma	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	sim		Capim-coast-cross
Angiosperma	<i>Cyperus rotundus</i>	sim		Tiririca
Angiosperma	<i>Dieffenbachia amoena</i> Bull.	sim		Comigo-ninguém-pode
Angiosperma	<i>Dracaena fragrans</i> (L.) Ker-Gawl.	sim		Dracena
Angiosperma	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	sim		Dendê
Angiosperma	<i>Eragrostis plana</i> Nees	não		Capim-anoni
Angiosperma	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	sim		Nêspera ou ameixa-amarela
Angiosperma	<i>Eucalyptus alba</i> Reinw. ex Blume	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus angulosa</i> Schauer	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus citriodora</i> Hook.	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus crebra</i> F. Muell.	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus dunnii</i> Maiden	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus grandis</i> W. Hill	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus maculata</i> Hook.	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus paniculata</i> Sm.	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus rostrata</i> Cav.	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus saligna</i> Sm.	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus</i> sp.	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus tereticornis</i> Sm.	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus viminalis</i> Labill.	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Eucalyptus robusta</i> Sm.	sim		Eucalipto
Angiosperma	<i>Furcraea foetida</i> (L.) Haw.	sim		Piteira
Angiosperma	<i>Grevillea banksii</i> R. Br.	sim		Grevílea
Angiosperma	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br.	sim		Grevílea
Angiosperma	<i>Hedychium coronarium</i> J. König	sim		Lírio-do-brejo
Angiosperma	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	sim		Uva-do-japão
Angiosperma	<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	sim		Capim-jaraguá
Angiosperma	<i>Impatiens walleriana</i> Hook. f.	sim		Maria-sem-vergonha
Angiosperma	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	sim	x	Leucena
Angiosperma	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	sim	x	Ligustro
Angiosperma	<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	s/ info		Maderessilva
Angiosperma	<i>Mangifera indica</i> L.	sim		Mangueira
Angiosperma	<i>Melia azedarach</i> L.	sim		Cinamomo ou santa-bárbara
Angiosperma	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	sim		Capim-gordura
Angiosperma	<i>Monstera deliciosa</i> Liebm.	sim		Costela-de-adão
Angiosperma	<i>Morus alba</i> L.	sim		Amora-branca
Angiosperma	<i>Morus nigra</i> L.	sim		Amora-preta
Angiosperma	<i>Musa ornata</i> Roxb.	sim		Bananeira-ornamental
Angiosperma	<i>Musa rosacea</i> Jacq.	sim		Banana-flor

Angiosperma	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	sim		Capim-quicuío
Angiosperma	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	sim		Capim-elefante
Angiosperma	<i>Persea americana</i> Mill.	sim		Abacate
Angiosperma	<i>Phyllostachys bambusoides</i> Siebold & Zucc.	sim		Bambu-verde
Angiosperma	<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	sim		Algaroba
Angiosperma	<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	sim		Pessegueiro
Angiosperma	<i>Psidium guajava</i> L.	sim		Goiabeira
Angiosperma	<i>Pyrus communis</i> L.	sim		Pêra
Angiosperma	<i>Ricinus communis</i> L.	sim		Mamona
Angiosperma	<i>Rubus fruticosus</i> L.	s/ info		Amora-preta
Angiosperma	<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	s/ info		Framboesa-silvestre
Angiosperma	<i>Sansevieria trifasciata</i> Prain	sim		Espada-de-são-jorge
Angiosperma	<i>Schefflera arboricola</i> (Hayata) Merr.	sim		Cheflera
Angiosperma	<i>Spartium junceum</i> L.	s/ info		Giesta
Angiosperma	<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	s/ info		Pé-de-galinha ou singônio
Angiosperma	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	sim		Jambolão
Angiosperma	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	sim		Jambo
Angiosperma	<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. & LM Perry	sim		Jambo-vermelho
Angiosperma	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	sim		Ipê-de-jardim
Angiosperma	<i>Terminalia catappa</i> L.	sim		Sete-copas
Angiosperma	<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	sim		Cipó-africano
Angiosperma	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) O. Kuntze	sim		Tipuana
Angiosperma	<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.) A. Gray	sim		Girassol-mexicano
Angiosperma	<i>Tradescantia zebrina</i> Heynh.	sim		Zebrina, Lambari
Angiosperma	<i>Ulex europaeus</i> L.	s/ info	x	Tojo
Angiosperma	<i>Urena lobata</i> L.	não		Carrapicho-do-mato
Angiosperma	<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	sim		Braquiário
Angiosperma	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster	sim		Braquiária
Angiosperma	<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Morrone & Zuloaga	sim		Braquiária-kikuio
Angiosperma	<i>Urochloa maxima</i> (Jacq.) R.D. Webster	sim		Capim-colônião
Angiosperma	<i>Urochloa mutica</i> (Forssk.) T.Q. Nguyen	sim		Capim-angola
Angiosperma	<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) R.D. Webster	sim		Braquiária
Angiosperma	<i>Urochloa</i> sp.	sim		Braquiária
Angiosperma	<i>Urochloa subquadripara</i> (Trin.) R.D. Webster	sim		Braquiária
Angiosperma	<i>Zantedeschia aethiopica</i> (L.) Spreng.	sim		Copo-de-leite
Gimnosperma	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	sim		Cedrinho
Gimnosperma	<i>Pinus caribaea</i> Morelet	sim		Pinus
Gimnosperma	<i>Pinus elliottii</i> Engelm.	sim		Pinus
Gimnosperma	<i>Pinus</i> sp.	sim		Pinus
Gimnosperma	<i>Pinus taeda</i> L.	sim		Pinus

Cnidário	<i>Tubastraea coccinea</i> (Lesson 1829)	não		Coral-sol1
Cnidário	<i>Tubastraea tagusensis</i> (Wells, 1982)	não		Coral-sol2
Crustáceo	<i>Macrobrachium rosenbergii</i> De Man	sim		Camarão-da-malásia
Inseto	<i>Apis mellifera</i> Lepeletier	sim		Abelha
Inseto	<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793)	não	x	Formiga-cabeçuda-urbana
Inseto	<i>Sirex noctilio</i>	não		Vespa-da-madeira
Isopoda	<i>Agabiformius lentus</i> (Budde-Lund, 1885)	não		Tatu-de-jardim
Molusco	<i>Achatina fulica</i> (Bowdich, 1822)	sim	x	Caramujo-gigante-africano
Molusco	<i>Bradybaena similis</i> (Ferussac, 1821)	não		Caracol
Molusco	<i>Corbicula fluminea</i> (Muller, 1774)	não		Molusco-bivalve
Molusco	<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams)	não		Molusco
Molusco	<i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker)	não		Mexilhão-dourado
Peixe	<i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	sim		Carpa-cabeça-grande
Peixe	<i>Clarias gariepinus</i> (Scopoli)	sim		Bagre-africano
Peixe	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	sim		Carpa-capim
Peixe	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus)	sim	x	Carpa
Peixe	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	sim		Carpa-prateada
Peixe	<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque)	sim		Bagre-de-canal
Peixe	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède)	sim	x	Largemouth-black bass ou achigã
Peixe	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum)	sim	x	Truta
Peixe	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus)	sim		Tilápia-do-nilo
Peixe	<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)	sim		Guppy ou guarú
Peixe	<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	sim		Tilápia
Anfíbio	<i>Lithobates catesbeianus</i> (Shaw, 1802)	sim	x	Rã-touro
Réptil	<i>Trachemys dorbigni</i> Duméril and Bibron	sim		Tartaruga-tigre-d'água
Réptil	<i>Trachemys scripta elegans</i>	sim		Tartaruga-do-ouvido-vermelho
Réptil	<i>Hemidactylus mabouia</i> (Moreau de Jonnés, 1818)	não		Lagartixa-de-parede
Mamífero	<i>Bubalus bubalis</i> Linnaeus	sim		Búfalo
Mamífero	<i>Canis familiaris</i> Linnaeus	sim		Cão-doméstico/feral
Mamífero	<i>Capra hircus</i> Linnaeus	sim	x	Caprinos
Mamífero	<i>Equus caballus</i> Linnaeus	sim		Cavalo
Mamífero	<i>Felis catus</i> Linnaeus	sim	x	Gato-doméstico
Mamífero	<i>Lepus europaeus</i> Pallas	sim		Lebre-européia
Mamífero	<i>Mus musculus</i> Linnaeus	sim	x	Camundongo
Mamífero	<i>Oryctolagus cuniculus</i> Linnaeus	sim	x	Coelho-europeu
Mamífero	<i>Rattus norvegicus</i> Berkenhout	não		Ratazana
Mamífero	<i>Rattus rattus</i> Linnaeus	não	x	Rato
Mamífero	<i>Sus scrofa</i> Linnaeus	sim	x	Javali

Ao todo foram registradas 125 UCs que apresentam EEI, sendo a maior parte delas no bioma Mata Atlântica (Tabela 2). Nas UCs da Mata Atlântica foi listado também o maior número de espécies e registros de ocorrência. Os biomas Cerrado e Costeiro/Marinho apresentaram números intermediários de UCs infestadas e EEI. Amazônia e Caatinga tiveram um número ainda menor de UCs infestadas e EEI. Nos Pampas e no Pantanal houve poucas UCs e espécies listadas.

Tabela 2 – Espécie exóticas invasoras (EEI) por bioma brasileiro.

Table 2 – Invasive Alien Species listed by Brazilian biomes.

Biomas	Número de UCs com registros de EEI	Número total de UCs	Número de registros de EEI	Número de EEI
Amazônia	30	118	77	28
Caatinga	9	26	34	26
Cerrado	19	44	118	56
Marinho/Costeiro*	21	29	161	65
Mata Atlântica	43	90	402	116
Pampas	1	4	4	4
Pantanal	2	2	6	5

* Definição política adotada pelo ICMBio para gerenciamento das UCs, contempla UCs na costa (bioma Mata Atlântica), em ilhas oceânicas e no mar.

Das 10 UCs que apresentaram maior número de EEI listadas a maior parte delas é da Mata Atlântica, porém a UC com maior número de registros é o Parque Nacional de Brasília, no bioma Cerrado (Tabela 3). O Parque Nacional do Caparaó e Juruena foram as UCs da Amazônia que apresentaram o maior número de EEI listadas, sete espécies, o que é bastante abaixo do encontrado em UCs nos biomas Cerrado, Mata Atlântica, Marinho/Costeiro e Caatinga. As UCs dos biomas Pampas e Pantanal assim como aquelas da Amazônia também apresentaram poucas EEI registradas, APA de Ibirapuitã (4 EEI – Pampas) e Parque Nacional do Pantanal Matogrossense (4 EEI).

Tabela 3 – Lista das 10 Unidades de Conservação com o maior número registrado de espécies exóticas invasoras (EEI).

Table 3 – The 10 Protected Areas with higher number of occurrences of Invasive Alien Species.

Bioma	UC	Número de EEI
Cerrado	PARNA de Brasília	36
Mata Atlântica	PARNA de Itatiaia	34
Mata Atlântica	PARNA do Iguaçu	29
Mata Atlântica	FLONA de Irati	24
Marinho/Costeiro*	APA de Fernando de Noronha	22
Mata Atlântica	PARNA de Aparados da Serra e Serra Geral	22
Mata Atlântica	PARNA da Serra da Bocaina	22
Marinho/Costeiro	PARNA de Ilha Grande	21
Marinho/Costeiro	APA de Cananéia-Iguapé-Peruíbe	19
Caatinga	PARNA de Ubajara	16

* Definição política adotada pelo ICMBio para gerenciamento das UCs, contempla UCs na costa (bioma Mata Atlântica), em ilhas oceânicas e no mar.

Discussão

A lista de EEI aqui compilada fornece o retrato mais completo das invasões biológicas nas UCs federais. Para o Brasil, são listadas atualmente 348 espécies exóticas invasoras (<http://i3n.institutohorus.org.br/>) e de acordo com o presente estudo há 144 EEI já presentes em UCs federais. Esta lista de EEI para as UCs federais está certamente incompleta. Do total de 313 UCs federais, apenas 125 UCs apresentaram algum registro de EEI. Talvez UCs mais remotas, como no interior da Amazônia (apenas 13 EEI de plantas são listadas para este bioma na lista brasileira, Zenni & Ziller 2011), não apresentem nenhuma espécie invasora, porém ainda há uma grande lacuna de conhecimento mesmo para as UCs próximas de centros urbanos, onde a chance de invasões biológicas tende a ser alta. Há uma tendência de um maior número de registros de EEIs em UCs em que foram feitos estudos direcionados para este tema. O que indica que levantamentos cuidadosos e voltados à detecção de EEI nas UCs federais elevariam consideravelmente o número de EEI registradas.

Além das prováveis lacunas de conhecimento, a lista compilada inclui somente espécies exóticas oriundas de fora do Brasil. Espécies brasileiras translocadas entre biomas não foram incluídas devido à ausência de dados e a dificuldade de determinação de sua origem. No entanto, há alguns casos conhecidos e documentados deste tipo de invasão biológica. Por exemplo a introdução do saimiri amazônico (*Saimiri sciureus*) e mico-estrela (*Callithrix penicillata*) em áreas de Mata Atlântica; invasão de mocó (*Kerodon rupestris*) e teiú (*Tupinambis merianae*) em Fernando de Noronha; e várias espécies de peixes amazônicos invadindo outras regiões do país como piranhas (*Serrasalmus spilopleura* e *Pygocentrus nattereri*), tambaqui (*Colossoma macropomum*), tamoatá (*Hoplosternum littorale*) e tucunaré (*Cichla* spp.) (Leão *et al.* 2011). Para manter o padrão de sistematização proposto neste trabalho, nenhum destes casos foi incluído na lista aqui compilada. No entanto, ações de controle são urgentes nas UCs em que estas invasões foram detectadas, especialmente onde há riscos iminentes de extinções locais devido à competição entre espécies filogeneticamente próximas e predação de espécies que não coevoluíram com predadores terrestres.

Em diversas UCs, não há informações consistentes para afirmar que roedores domésticos e outras espécies sinantrópicas, como gato (*Felis catus*) e cabra (*Capra hircus*), estejam colonizando áreas de vegetação nativa e causando impactos. No entanto, visto que estas espécies foram descritas como invasoras causando impacto na biota nativa em outras partes do mundo (Coblentz 1978, Nogales *et al.* 2003, Jones *et al.* 2007) e considerando sua alta habilidade de colonização e dispersão, é prudente mantê-las na lista de invasoras e, sobretudo, criar mecanismos de detecção precoce e controle de sua ocorrência em UCs.

Neste artigo, o cão doméstico (*Canis familiaris*) foi considerado espécie invasora, apesar de que evidências indicam que a espécie nem sempre se comporta como tal. Por outro lado, há evidências claras de que esta espécie pode estabelecer populações selvagens independentes das atividades antrópicas e dos cuidados humanos (Lacerda 2002). Por isto, a manutenção desta espécie na lista de EEI de potencial impacto para UCs é importante, inclusive para o estabelecimento de ações de controle precoce da proliferação de cães no interior e entorno de UCs. Especialmente considerando o impacto que estes animais podem ter devido à competição e transmissão de doenças para espécies nativas (Lacerda 2002).

Diversas espécies de aves exóticas, como pardal (*Passer domesticus*), garça-vaqueira (*Bubulcus ibis*), bico-de-lacre (*Estrilda astrild*) e pombas (*Columba livia*) são encontradas em UCs, porém não há indício de que estejam impactando estas áreas, ou qualquer outra parte do mundo. Assim, estas espécies não foram incluídas na presente lista.

Aproximadamente 85% (122 espécies) das EEI registradas são atualmente cultivadas ou criadas pelo Homem. Muitas das EEI mais frequentemente registradas nas UCs têm registros antigos de introdução, provavelmente do século XVI, exceto *Apis mellifera* (introduzida em

1840, Delariva & Agostinho 1999). Por exemplo, o capim-gordura, *Melinis minutiflora*, invasora detectada em 26 UCs federais é cultivada até hoje para pastagens, no entanto seu cultivo foi reduzido a partir da década de 1970, quando foi amplamente substituído por outras gramíneas africanas mais produtivas como braquiária (*Urochloa* spp.) e capim colômbio (*Urochloa maxima*) (Martins 2006). Todas as EEI de peixes listadas para as UCs federais são amplamente difundidas para criação e pesca, tendo sido introduzidas ativamente em rios e lagos. Apenas duas espécies de plantas vasculares EEI não são cultivadas, mas se proliferam em áreas de cultivo como pragas agrícolas.

Estes resultados indicam claramente que poucas são as EEI ocorrendo dentro das UCs federais que foram introduzidas acidentalmente no Brasil. Estas espécies têm alta capacidade de dispersão e colonização e estão infestando as UCs devido ao adensamento e proximidade das atividades antrópicas, urbanas e rurais, no entorno (Mckinney 2002) ou mesmo devido a atividades dentro das UCs – antes ou depois da criação das Unidades.

Das 144 espécies listadas como EEI para as UCs federais no Brasil, 16 estão ranqueadas entre as 100 piores espécies invasoras do mundo (Lowe *et al.* 2000, Tabela 1). O fato destas espécies serem amplamente cultivadas ou criadas em todo o território nacional ou intimamente ligadas à presença humana e de já terem sido registradas como invasoras em diversas partes do mundo indica que, muito provavelmente, estas EEIs ocorrem em um número muito maior de UCs federais do que o indicado pelo presente estudo. Dentre estas espécies estão por exemplo: abelha-africana (*Apis mellifera*), cão (*Canis familiaris*), gato (*Felis catus*), rato (*Rattus rattus*), camundongo (*Mus musculus*), cabra (*Capra hircus*).

Outro aspecto importante que esta lista revela é que diversas espécies podem estar em estado de latência nas UCs federais. Por exemplo, há evidências claras que algumas espécies de gramíneas africanas têm se dispersado e expandido sua área de dominância, excluindo a biota nativa de vastas áreas dentro e fora de UCs. *Andropogon gayanus* é um exemplo de gramínea africana amplamente distribuída em pastagens e ao longo de estradas, mas que, até recentemente parecia não ser capaz de invadir áreas de vegetação nativa de Cerrado. Na última década, no entanto, as barreiras que impediam a invasão biológica por esta espécie parecem ter diminuído ou mesmo desaparecido. Em 2002, *Andropogon gayanus* ocorria apenas no entorno do Parque Nacional de Brasília em uma pequena extensão, hoje ocupa mais de 70 km ao longo das estradas e destas está rapidamente invadindo as áreas adjacentes dentro de áreas nativas, mesmo na zona intangível desta UC (Horowitz & Sampaio, dados não publicados; Sampaio *et al.* 2013). Esta evidência de que ao menos algumas gramíneas exóticas podem ter passado – ou ainda estar passando – por estado de latência que precede sua rápida expansão é extremamente preocupante, especialmente pelo seu cultivo em vastas áreas do território nacional para a pecuária. O expressivo impacto de gramíneas africanas é mundialmente descrito e no Brasil apesar de poucos estudos, já existem resultados contundentes sobre as consequências negativas que estas espécies podem causar para a conservação da biodiversidade, especialmente no bioma Cerrado (Pivello 2011). As EEI de gramíneas modificam significativamente o regime de fogo nas áreas invadidas (grass-fire cycle, D'Antonio & Vitousek 1992) e são espécies engenheiras, que alteram o ambiente de forma a dificultar o estabelecimento de espécies nativas (tanto árvores quanto gramíneas) e facilitar sua própria expansão. Todas estas características tornam as EEI de gramíneas provavelmente a pior ameaça à efetividade de conservação de UCs em diversas partes do País.

A distribuição das EEI nas UCs por bioma é possivelmente apenas um indicio de carência de informação, a qual parece está mais concentrada no sudeste. O baixo número de espécies na Amazônia pode ser, pelo menos em parte, consistente com a realidade, levando-se em conta que a colonização da região é mais recente, o tráfego de pessoas e bens é menor devido aos limitados acessos, há uma menor densidade populacional e menos áreas urbanas. No entanto, é muito provável que diversas UCs amazônicas, especialmente aquelas mais próximas a centros urbanos e de ocupação humana mais antiga, tenham números maiores de EEI do que o aqui registrado.

Por outro lado, o inverso ocorre para as UCs da Mata Atlântica onde a grande maioria das EEI foi encontrada. Por ter sido o primeiro bioma a ser colonizado pelos europeus, onde se encontram as maiores concentrações humanas e atividades agropecuárias mais antigas do Brasil. Diante disso, devido a Mata Atlântica ser o bioma mais degradado e com menor área nativa conservada, é provavelmente também o bioma brasileiro mais afetado por EEI, dentro e fora de UCs. Grande parte (42% - 9 UCs) das UCs federais do bioma Marinho/Costeiro aqui listadas com presença de EEI estão em ilhas, que são ambientes notadamente mais susceptíveis às invasões biológicas devido a seu isolamento natural (Reaser *et al.* 2007). Além disto, o intenso transporte marítimo pode ajudar a explicar o alto número de EEI registradas nas UCs deste bioma. Porém, deve-se considerar que há uma maior concentração de pesquisadores e esforço de coleta na região sudeste, o que certamente implica em um viés para um maior número de registro de EEI na Mata Atlântica. Este mesmo padrão de maior número de registros para o sudeste também é encontrado para a lista compilada pelo Instituto Hórus (Zenni & Ziller 2011).

O número de EEI presentes em UCs nos Estados Unidos foi estudado com vistas a entender quais fatores estariam explicando o processo de invasão. O fator que melhor explicou a riqueza de invasoras das UCs americanas foi o inverso da riqueza de espécies nativas. Ou seja, áreas com baixa diversidade de espécies nativas tenderam a apresentar maior número de EEI estabelecidas. Outros fatores importantes levantados neste estudo foram o tempo de ocupação da área desde a colonização europeia e o número de habitantes nos municípios vizinhos. Clima, número de visitantes, extensão de estradas e o formato das UCs não influenciaram no número de espécies invasoras encontradas (Mckinney 2002).

Quanto maior o número de espécies invasoras, maior é a chance de estas causarem grandes impactos. No entanto, há exemplos no mundo, em que a ocorrência de uma única EEI causa drásticas alterações nos ecossistemas e a extinção de dezenas ou centenas de espécies. Como, por exemplo, a cobra-marrom-das-árvores (*Boiga irregularis*), a árvore micônia (*Miconia calvescens*), ou a malária aviária (*Plasmodium relictum*) em ilhas do Pacífico, ou ainda a perca do Nilo (*Lates niloticus*) no Lago Victoria (Lockwood 2007). Desta forma, ainda que algumas UCs brasileiras tenham poucas EEI, isto não significa que elas estejam imunes aos efeitos negativos das invasões biológicas. Especialmente se as EEIs presentes são espécies predadoras de topo de cadeia (como o caso dos teiús, *Tupinambis merianae*, em Fernando de Noronha), ou espécies engenheiras, tais como o búfalo (*Bubalus bubalis*) que modifica fisicamente áreas alagadas e/ou cursos d'água e gramíneas africanas que alteram o regime de fogo (ver artigos nesta revista sobre búfalo e sobre a relação de gramíneas africanas e fogo).

No Brasil, o objetivo primordial das Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) é a manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos e evolutivos (Lei Federal No. 9.985, Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, 2000). Há diversas ameaças à conservação da biodiversidade nas UCPI impostas por efeitos diretos e indiretos da ação antrópica. Dentre os efeitos diretos estão impactos bastante evidentes, como incêndios e desmatamentos. Além destes impactos mais evidentes, há aqueles que nem sempre são facilmente identificáveis como a caça e a exploração desordenada de recursos naturais. Menos perceptíveis ainda podem ser os efeitos indiretos das ações antrópicas como as invasões biológicas, especialmente nos estádios iniciais de infestação ou durante períodos de latência. Provavelmente, por esta dificuldade de detecção inicial de impactos, as invasões biológicas sejam negligenciadas e apenas percebidas quando seus impactos se tornam comparáveis aos impactos de desmatamentos e da consequente fragmentação. Ainda que uma UC esteja hipoteticamente protegida de ameaças antrópicas diretas, seus ecossistemas podem ser seriamente alterados pela invasão de espécies exóticas caso não sejam implementadas ações de detecção e de manejo destas espécies e dos ecossistemas que elas invadem.

O SNUC proíbe a introdução de espécies não autóctones (exóticas) nas UCs. As invasões biológicas são reconhecidas como a segunda causa de perda de biodiversidade no planeta. Este trabalho, apesar de suas limitações e provável subestimativa, mostra claramente que EEI ocorrem em larga escala, em diversas UCs brasileiras. Apesar disso, o tema não é tratado como prioritário

na gestão de UCs no Brasil. Atualmente, existem apenas iniciativas isoladas de controle de EEI, e a falta de sistematização de informações dificulta ainda mais o trabalho de detecção, controle e erradicação de EEIs nas UCs brasileiras.

Apesar de o levantamento de espécies exóticas constar como exigência no roteiro metodológico para realização de planos de manejo das UCPIs (IBAMA 2002), até recentemente, poucos destes planos apresentam levantamento detalhado de EEI. Na maioria dos casos, há apenas registro assistemático de informações, com o registro de espécies exóticas eventualmente coletadas durante levantamentos das espécies nativas, muitas vezes nem destacando claramente a origem da espécie exótica. Grande parte destes levantamentos são compilações de dados secundários, e informações sobre EEI são ainda pouco consistentes. Há, porém, algumas UCs com informações detalhadas sobre as EEI como o PN Ubajara, a APA e o PN Fernando de Noronha, o PN Aparados da Serra e Serra Geral, o PN Serra dos Órgãos, o PN Brasília e o PN Serra do Cipó.

A Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras (Resolução CONABIO no. 5 de 2009) prevê UCPI como áreas prioritárias para que sejam realizadas ações de: identificação das EEI; avaliação de risco; avaliação de impacto; e definição de medidas para prevenção, erradicação, mitigação e controle e monitoramento. A lista de espécies aqui apresentada para as UCs federais, é o primeiro passo previsto na estratégia nacional para as UCs e poderá servir de base para a construção de uma estratégia emergencial de manejo, prevenindo a invasão de novas áreas e permitindo o planejamento de ações de manejo e controle. Estas informações servem para sensibilizar e buscar apoio de tomadores de decisão e financiadores, além de subsidiar a elaboração de estratégias que identifiquem ações mínimas de manejo para o controle e erradicação de EEI. A lista permite, sobretudo, a priorização de ações por espécies e/ou regiões a serem trabalhadas emergencialmente.

Recomendações

Divulgação e Sensibilização – Informações sobre os impactos de EEI e esta lista de EEI nas UCs federais devem ser amplamente divulgadas para chamar a atenção de tomadores de decisão e da população em geral, de forma que recursos sejam destinados para o controle de espécies exóticas invasoras nas UCs brasileiras. Um aspecto importante para garantir o sucesso de ações de controle de EEI é um esforço consistente de comunicação sobre o assunto. Diversas técnicas de manejo e controle de EEI podem ser polêmicas, ou mal interpretadas pelo público leigo que pode interpretar o corte de árvores e o sacrifício de animais como contraditórios com os objetivos de conservação da biodiversidade. Cabe, portanto, às instituições gestoras das UCs desenvolver e implementar programas de comunicação continuados para apoiar ações de controle de EEI que garantam que as UCs brasileiras conservem sua biodiversidade nativa e os processos ecossistêmicos dos quais elas dependem, conforme seus objetivos de criação e manejo.

Monitoramento - Esta compilação lista espécies-alvo para que se inicie programas de monitoramento dos processos de invasão. Ao se monitorar as espécies invasoras, será possível conhecer suas taxas de expansão e utilizar estes dados para priorizar espécies para o controle. Porém, emergencialmente, mesmo sem conhecer empiricamente a taxa de expansão das EEI, é possível priorizar as espécies pelo conhecimento existente sobre elas e o conhecimento empírico dos gestores sobre o impacto das espécies no espaço. Desta forma, é possível selecionar espécies e áreas dentro das UCs para iniciar ações de controle.

Pesquisa – Estudos devem ser fomentados para avaliar a distribuição e o impacto de espécies invasoras nas UCs. O conhecimento sobre EEI nas UCs dos biomas Caatinga, Pampas e Pantanal é ainda mais escasso do que em outras regiões. Esta lacuna de conhecimento deve ser considerada na priorização de recursos para fomento de estudos nestas regiões. Outra forma de priorizar os estudos pode ser pela ameaça, seja pelo número de EEI nas UCs, seja pelo impacto potencial das EEIs nos ecossistemas nativos.

Manejo adaptativo - Mesmo diante de escassas informações científicas que subsidiem o controle de EEI nas UCs brasileiras, a melhor forma de tratar a questão é por meio do manejo adaptativo. Um método bastante claro e prático que pode ser adotado para o planejamento das ações de controle, é descrito por Leão *et al.* (2011). Uma vez iniciado o controle das EEI a partir dos conhecimentos existentes, e a partir do monitoramento das ações de controle, é possível aprimorar as ações de manejo, gerando novos conhecimentos e aumentando a efetividade de ações de manejo. Ações emergenciais devem ser tomadas para evitar desastres biológicos eminentes, como a extinção local, regional ou global de espécies nativas. Medidas simples como a roçagem da beira de estradas invadidas por capins exóticos na época da floração pode reduzir a dispersão destas espécies para UCs.

Deve-se ponderar que as ações de controle de EEI têm um custo menor se tomadas precocemente, nos primeiros estágios de invasão. E que os eventuais impactos que podem ser causados pelas ações de controle, ainda que estas ações não sejam as ideais, são, em geral, menores do que aqueles causados pelas espécies exóticas invasoras quando estas não são controladas.

Agradecimentos

À Dra. Kátia Torres (Coordenadora da COAPE/CGPEQ/DIBIO/ICMBio) pela motivação inicial de realizar este estudo. À Dra. Silvia Ziller (Instituto Hórus) por importantes contribuições à lista. Ao Carlos Henrique Velasquez Fernandes (Coordenador da COMAN/DIMAM/ICMBio) pelo apoio à busca aos planos de manejo. À Lilian Letícia Mitiko Hangae (COMAG/DIMAM/ICMBio) pelo acesso aos dados do RAPPAM. A todos os gestores e pesquisadores que contribuíram para a construção da lista.

Referências Bibliográficas

- Baillie J.E.M; Hilton-Taylor C. & Stuart S.N. 2004. **2004 IUCN red list of threatened species. A global assessment.** IUCN, 191p.
- Brown, J.H. & Lomolino, M.V. 1998. **Biogeography.** Sinauer Associates, Inc. Publishers. 691p.
- Carlton, J.T. & Ruiz, G.M. 2005. Vector science and integrated vector management in bioinvasion ecology: conceptual frameworks, pp 36–58. *In:* Mooney, H.A.; Mack, R.N.; McNeely, J.A.; Neville, L.E.; Schei, P.J. & Waage, J.K. (orgs.). **Invasive alien species: a new synthesis.** Island Press, Washington DC.
- Coblentz, B.E. 1978. The effects of feral goats (*Capra hircus*) on island ecosystems. **Biological Conservation**, 13(4):279-286.
- Colautti, R.I.; Grigorovich, I.A. & MacIsaac, H.J. 2006. Propagule pressure: a null model for biological invasions. **Biological Invasions**, 8(5): 1023-1037.
- D'Antonio, C.M. & Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass-fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 23: 63–87.
- Daehler, C.C. 2009. Short lag times for invasive tropical plants: evidence from experimental plantings in Hawai'i. **PLoS One** 4(2): e4462.
- Davies, M.A. 2009. **Invasion Biology.** Oxford University Press. 244p.
- Delariva, R.L. & Agostinho, A.A. 2008. Introdução de espécies: uma síntese comentada. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 21:255-262.
- Funk, J.L. & Vitousek, P.M. 2007. Resource use efficiency and plant invasion in low-resource systems. **Nature**, 446: 1079–1081.
- GISP. 2007. Invasive alien species and protected areas A scoping report, part I. **The global invasive species programme.** 93p. <http://www.issg.org/pdf/publications/gisp/resources/ias_protectedareas_scoping_i.pdf> (Acesso em 05/06/2013).

- Hellmann, J.J. *et al.* 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. **Conservation Biology**, 22(3) : 534-543.
- IBAMA. 2002. **Roteiro metodológico de planejamento: Parque Nacional, Reserva Biológica e Estação Ecológica**. IBAMA. 136p.
- Jones, H.P.; Tershy, B.R.; Zavaleta, E.S.; Croll, D.A.; Keitt, B.S.; Finkelstein, M.E. & Howald, G.R. 2008. Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. **Conservation Biology**, 22(1):16-26.
- Keane, R.M. & Crawley, M.J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology and Evolution**, 17: 164–170.
- Lacerda, A.C.R. 2002. **Análise de ocorrência de *Canis familiaris* no Parque Nacional de Brasília: influência da matriz, monitoramento e controle**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília.
- Leão, T.C.C.; Almeida, W.R.de; Dechoum, M.deS. & Ziller, S.R. 2011. **Espécies exóticas invasoras no nordeste do Brasil: contextualização, manejo e políticas públicas**. CEPAN e Instituto Hórus. 99p.
- Lockwood, J.L.; Hoopes, M.F. & Marchetti, M.P. 2007. *Invasion Ecology*, Blackwell Publishing.
- Lowe, S.; Browne, M.; Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2004. **100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database**. Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). 12p.
- Mandle, L.; Bufford, J.; Schmidt, I. & Daehler, C. 2011. Woody exotic plant invasions and fire: reciprocal impacts and consequences for native ecosystems. **Biological Invasions**, 13(8): 1815-1827.
- Marchetti, M.P.; Moyle, P.B.; & Levine, R. 2004. Invasive species profiling: exploring the characteristics of exotic fishes across invasion stages in California. **Freshwater Biology**, 49:646-661.
- Martins, C.R. 2006. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): uma espécie invasora do cerrado**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. 145p.
- Mason, T.J. & French, K. 2008. Impacts of a woody invader vary in different vegetation communities. **Diversity and Distributions**, 14: 829-838.
- 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 Distributions**, 8: 311–318.
- MMA. 2005. **Informe nacional sobre espécies invasoras**. MMA.
- Nogales, M.; Martín, A.; Tershy, B.R.; Donlan, C.; Veitch, D.; Puerta, N.; Wood, B. & Alonso, J. 2004. A review of feral cat eradication on islands. **Conservation Biology**, 18(2):310-319.
- Olyarnik, S.V.; Bracken, M.E.S.; Byrnes, J.E.; Hughes, A.R.; Hultgren, K.M. & Stachowicz, J.J. 2008. Ecological factors affecting community invasibility. In: Rilov, G. & Crooks, J.A. (orgs.). **Biological invasions of marine ecosystems: ecological, management, and geographic perspectives**. Springer, Heidelberg, Germany. 160p.
- Pimentel, D.; Zuniga, R. & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, 52, 273-288.
- Pivello, V.R. 2011. Invasões biológicas nos cerrados brasileiros: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **Ecologia, INFO** 33. (Acesso em 03/06/2013) <<http://www.ecologia.info/cerrado.html>>
- Reaser, J.K.; Meyerson, L.A.; Cronk, Q.; De Poorter, M.; Eldrege, L.G.; Green, E.; Kairo, M.; Latasi, P.; Mack, R.N.; Mauremootoo, J.; O'Dowd, D.; Orapa, W.; Sastroutomo, S.; Saunders, A.; Shine, C.; Thrainsson, S. & Vaiutu, L. (2007). Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. **Environmental Conservation**, 34(2): 98-111.



Rejmánek, M.; Richardson, D.M. & Pyšek, P. 2005. Plant invasions and invasibility of plant communities, pp. 332–355. *In*: Van der Maarel, E. (org.) **Vegetation ecology**, Blackwell, 395p.

Sampaio, A.B.; Horowitz, C.; Fraga, L.P.; Maximiano, M.R.; Vieira, D.L.M. & Silva, I.S. 2013. African Invasive Grasses Expansion in Brasília National Park – a 10 years interval. pp. 113. *In*: Program: 12th Reunion on Ecology And Management of Alien Plant Invasions, EMAPi, 22-26 September, 2013, Pirenópolis, Goiás, Brazil.

Simberloff, D. 2000. Introduced species: the threat to biodiversity & what can be done. **Actionbioscience**. (Acesso em 04/06/2013). <<http://http://www.actionbioscience.org/biodiversity/simberloff.html>>

UNEP 2005. **Implications of the findings of the Millennium Ecosystem Assessment for the future work of the Convention – Addendum - Summary for decision makers of the biodiversity synthesis report**. UNEP.

Valéry, L.; Fritz, H.; Lefeuvre, J.C. & Simberloff, D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasions**, 10: 1345-1351.

Zenni, R.D. & Ziller, S.R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista brasileira de Botânica**, 34(3).