

# CAPÍTULO 3: VETORES DE MUDANÇA DIRETOS E INDIRETOS QUE AFETAM A INTRODUÇÃO, O ESTABELECIMENTO E A DISSEMINAÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

Como citar: Bergallo, H. G., dos Santos, L. N., Barros, F., Petruzzella, A., Figueiredo, B. R. S., Pereira, A. D., Latini, A. O., Lopes, A. V., Rosa, C., Vieira Filho, E. A., Evangelista, E. F., Dias, G. M., Ortega, J. C. G., Capel, K. C. C., Abreu, R. C. R. Capítulo 3: Vetores de mudança diretos e indiretos que afetam a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras. *In*: Dechoum, M.S., Junqueira, A. O. R., Orsi, M.L. (Org.). Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. 1ª Ed. São Carlos: Editora Cubo, 2024. P. 92-132. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6.cap3>

## COORDENADORES DO CAPÍTULO

Helena Godoy Bergallo<sup>1</sup>, Luciano Neves dos Santos<sup>2</sup>, Francisco Barros<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidade do Estado do Rio de Janeiro

<sup>2</sup>Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

<sup>3</sup>Universidade Federal da Bahia

## AUTORES LÍDERES DO CAPÍTULO

Antonella Petruzzella<sup>4</sup>, Bruno Renaly Souza Figueiredo<sup>5</sup>, Alan Deivid Pereira<sup>6</sup>, Anderson Oliveira Latini<sup>7</sup>, Ariadna Valentina Lopes<sup>8</sup>, Clarissa Rosa<sup>9</sup>, Edson Aparecido Vieira Filho<sup>10</sup>, Érica Fonseca Evangelista<sup>11</sup>, Gustavo Muniz Dias<sup>12</sup>, Jean Carlo Gonçalves Ortega<sup>13</sup>, Kátia Cristina Cruz Capel<sup>14</sup>, Rodolfo Cesar Real de Abreu<sup>15</sup>

<sup>4</sup>Rhodes University

<sup>5</sup>Universidade Federal de Santa Catarina

<sup>6</sup>Universidade Estadual do Paraná

<sup>7</sup>Universidade Federal de São João del-Rei

<sup>8</sup>Universidade Federal de Pernambuco

<sup>9</sup>Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

<sup>10</sup>Universidade Estadual de Santa Cruz

<sup>11</sup>Universidade Federal de Santa Maria

<sup>12</sup>Universidade Federal do ABC

<sup>13</sup>Universidade Federal do Pará

<sup>14</sup>Universidade Federal do Rio de Janeiro

<sup>15</sup>Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

## REVISORES EXTERNOS

Alberto Akama<sup>16</sup>, Mercedes Bustamante<sup>17</sup>, Ronaldo Adriano Christofolletti<sup>18</sup>

<sup>16</sup>Museu Emílio Goeldi

<sup>17</sup>Universidade de Brasília

<sup>18</sup>Universidade Federal de São Paulo

## SUMÁRIO EXECUTIVO

**1. Existem muitas evidências de que diferentes vetores diretos e indiretos afetam a introdução, estabelecimento e disseminação de espécies exóticas invasoras no Brasil (EEI). (bem estabelecido). {3.2, 3.3}.** Entre os vetores diretos, estão os efeitos da navegação, transporte, comércio e as mudanças no uso dos ecossistemas aquáticos e terrestres como principais facilitadores de invasões biológicas. Entre os vetores indiretos, os motivadores socioculturais, demográficos, econômicos bem como políticas de governança e iniciativas de instituições públicas e privadas atuam como catalisadores do aumento de invasões biológicas.

**2. Existem fortes evidências de efeitos múltiplos, aditivos ou de interação entre os vetores. (estabelecido mas incompleto). {3.4.1}.** Mudanças climáticas alteram características abióticas em ambientes terrestres e aquáticos, ocasionando também modificações na ocorrência e distribuição das comunidades nativas, e logo no funcionamento dos ecossistemas, o que tende a facilitar o estabelecimento e a dispersão das EEIs. Incêndios frequentes reduzem a sobrevivência no número de espécies residentes, mesmo em ambientes savânicos onde estas possuem adaptações, facilitando o estabelecimento de gramíneas invasoras. Por outro lado, as cinzas geradas, carregadas ao ambiente aquático, alteram as características abióticas, e EEIs podem ser mais resistentes à contaminação da água por cinzas, levando à perda de biodiversidade nativa. Os usos da terra, como a urbanização e as diversas formas de alteração da paisagem, a poluição, a sobreexploração de recursos naturais, e mesmo a ação prévia de espécies exóticas já estabelecidas, também podem interagir, gerando efeitos muito complexos e de difícil previsibilidade sobre as EEIs (Seções 3.4.2 - 6).

**3. O transporte aquaviário tem transportado milhares de organismos marinhos além de sua área de distribuição natural. (bem estabelecido). {3.2.1}.** Nas últimas cinco décadas, houve um crescimento sem precedentes do comércio e transporte aquaviário intensificando a dispersão de EEIs. Adicionalmente, a navegação recreativa ou comercial pode deslocar vetores entre regiões já invadidas, facilitando a dispersão das EEIs, e ampliando a diversidade genética das populações invasoras, conferindo maior resiliência e capacidade de sobrevivência dessas espécies.

**4. A manutenção de animais domésticos e de criação, além de outras práticas culturais humanas, é um importante vetor de introdução e impactos de EEI. (bem estabelecido). {3.3.1}.** Aproximadamente um terço das espécies invasoras aquáticas no mundo são organismos utilizados em aquários ou com fins ornamentais, sendo que seu comércio muitas vezes não é regulamentado e fiscalizado. Várias plantas aquáticas, corais e peixes são fruto de descarte intencional e indevido das atividades ligadas ao aquarismo. O comércio ilegal de animais de estimação é uma das principais vias e vetores de introdução de mamíferos e répteis silvestres no Brasil. A ampliação e disseminação do javali no Brasil se deu após a criação comercial ter sido proibida em 1990 e atualmente, por ser a única espécie que pode ser abatida legalmente no país para fins de controle.

**5. O crescimento da população humana é um vetor subjacente à maioria dos determinantes diretos e indiretos de introduções de EEIs. (bem estabelecido).**

**{3.3.2}**. Os centros urbanos representam fontes de introdução para muitas EEIs. Dentre as EEI comumente encontradas em cidades com diferentes graus de urbanização, destacam-se os pombos, gatos, cachorros e roedores. A presença de ratos invasores é um problema nas cidades devido aos impactos econômicos e de saúde pública associados. Está bem estabelecido que cães e gatos, criados soltos e sem guarda responsável, predam, competem e transmitem doenças para espécies nativas tanto em centros urbanos, mas principalmente em unidades de conservação. O aumento da população humana também está associado com a expansão dos limites de distribuição de pragas e enfermidades, incluindo a dispersão de novos vírus e outros patógenos.

**6. Foram detectados avanços na identificação dos principais vetores que afetam a introdução, o estabelecimento e a disseminação das EEIs, mas existem importantes lacunas de conhecimento. (não resolvido).**

**{3.5}**. É necessário entender melhor o papel da rica biodiversidade brasileira como provável força opositora ao estabelecimento das EEIs e como as interferências antrópicas modulam essa relação. As unidades de conservação possuem importante papel de salvaguardar as espécies nativas e ecossistemas de referência, mas nas condições atuais de globalização e aumento da concentração e visitação por turistas oriundos de diferentes regiões do globo, é preciso avançar na identificação dos vetores de introdução de EEIs nas unidades de conservação. Além disso, existe a necessidade de avanços no desenvolvimento de protocolos e medidas bem-sucedidas para o controle e manejo sustentável das EEIs, em especial em áreas de grande interesse ecológico e econômico.

### 3.1. Introdução

#### Objetivos do capítulo

Através de evidências obtidas na literatura, são apresentados e discutidos os principais vetores de mudança naturais e antropogênicos que promovem a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras (EEl) em diferentes biomas brasileiros. Assim, neste capítulo apresentamos os vetores de mudança que diretamente e indiretamente afetam esses processos, sendo que, os vetores indiretos são aqueles que operam difusamente, alterando e influenciando vetores diretos, bem como outros vetores indiretos (**Figura 3.1**). Posteriormente serão discutidos os efeitos múltiplos, aditivos ou de interação entre os vetores e uma integração de vetores diretos e indiretos em ecossistemas e o processo de invasão. O capítulo finaliza apontando conclusões e lacunas de conhecimento acerca dos vetores de mudança para a introdução, estabelecimento e disseminação de espécies exóticas invasoras no Brasil.

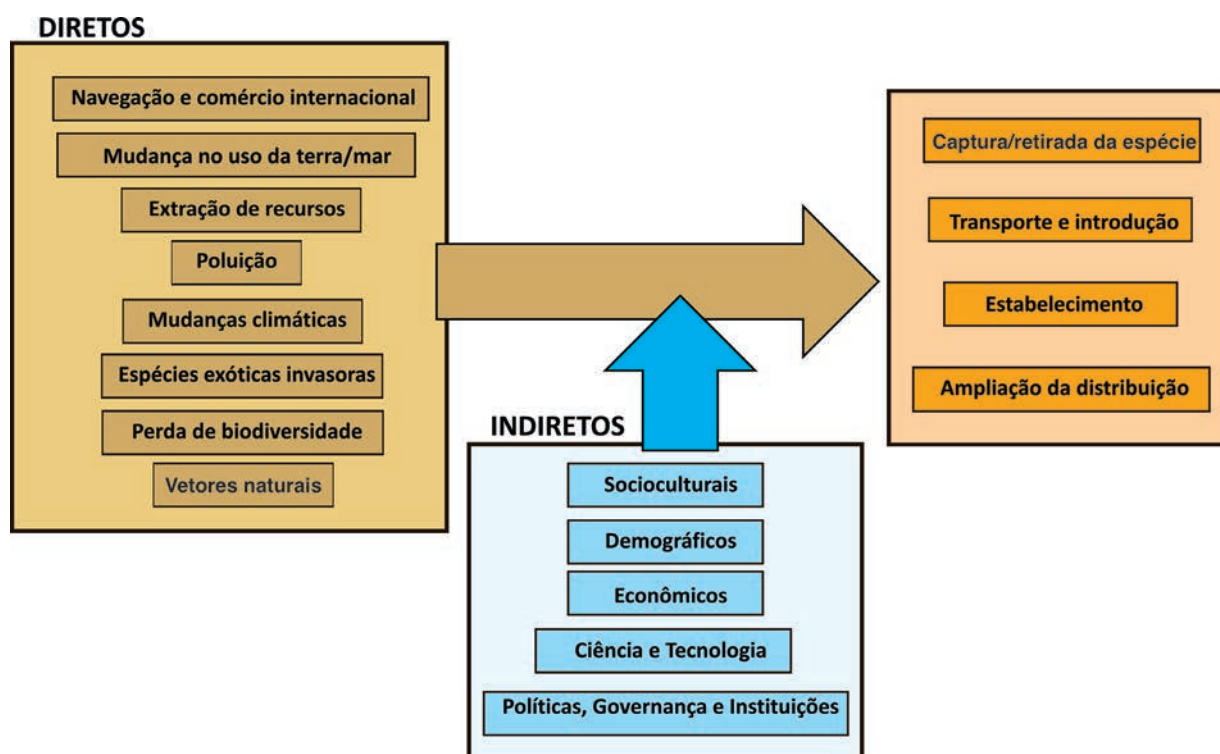


Figura 3.1 - Esquema ilustrando como os vetores de mudança diretos e indiretos estão integrados ao longo de quatro estágios no processo de invasão: transporte, introdução, estabelecimento e expansão da distribuição das EEl.

### 3.2. Vetores de mudança diretos que promovem a introdução, estabelecimento e disseminação de espécies exóticas invasoras

#### 3.2.1. Navegação e comércio internacional

O transporte aquaviário é apontado como um dos principais responsáveis pela movimentação diária de milhares de espécies no ambiente marinho e de águas

continentais (Carlton & Geller 1993, Wonham & Carlton 2005, Ferreira et al. 2006, Gollasch 2007, Roberts & Tsamenyi 2008, Wanless et al. 2010). Em torno de 1500 houve um grande desenvolvimento do transporte marítimo e da navegação de longas distâncias, que resultou em grandes mudanças na demografia humana, agricultura e comércio, mas que também coincide com o início do período de introdução de espécies exóticas em escala mundial (Preston et al. 2012, Hulme 2009). Por exemplo, durante a “Era das Grandes Navegações” (séc XV a XVII), Portugal transportava espécies de plantas de uma colônia para outra visando a aclimatação e posterior produção (Ferrão 1993). A expressão “Intercâmbio Colombiano” (*Columbian Exchange*) se remete ao período pós 1492, quando Cristóvão Colombo intensificou o intercâmbio entre o hemisfério oriental e o hemisfério ocidental de animais, plantas, alimentos, populações humanas e doenças infecciosas (Simberloff 2013). Adicionalmente, as embarcações de madeira já transportavam muitos organismos incrustados ou no interior (perfurantes) dos cascos e outros organismos associados à areia e pedra ou água doce usadas como lastro (Carlton 1999, Bax et al. 2003). Um segundo marco na história de invasões biológicas foi a Revolução Industrial no século XIX, um período de intensificação do comércio e transporte internacional entre quase todos os continentes (Hulme 2009). No entanto, foi ao longo dos últimos 50 anos que o comércio e transporte aquaviário e aeroviário apresentaram um crescimento sem precedentes, intensificando a frequência de ocorrência de invasões biológicas (Hulme 2009), que tendem a aumentar progressivamente a cada ano (Essl et al. 2020).

Muitos organismos marinhos ainda são transportados além de sua área de distribuição natural, intencionalmente para paisagismo ou cultivo, ou de forma não intencional (Ferreira et al. 2009, Seebens et al. 2013, Ojaveer et al. 2018). Navios de carga, plataformas de petróleo, docas flutuantes, bóias e até mesmo embarcações recreativas têm sido responsáveis pelo transporte de espécies para regiões aonde não chegariam por meio da dispersão natural (Ojaveer et al. 2018). Na costa brasileira, os tráfegos internacionais e locais de embarcações já levaram à introdução e dispersão de uma grande variedade de organismos marinhos como algas, animais vertebrados, invertebrados e microrganismos (Ferreira et al. 2009, Farrapeira et al. 2011, Teixeira & Creed 2020, Salimi et al. 2021). Um exemplo é o coral invasor *Tubastraea* spp., popularmente conhecido como coral-sol, que foi introduzido na costa brasileira por plataformas de petróleo no final da década de 1980 (Castro & Pires 2001, Creed et al. 2017). Atualmente, o coral-sol está distribuído descontinuamente ao longo de 3.500 km de costa, competindo com espécies nativas e endêmicas (Castro & Pires 2001, Creed 2006, Lages et al. 2010, Miranda et al. 2016a, Creed et al., 2017). Além disso, o transporte das EEIs entre regiões já invadidas através da navegação recreativa ou comercial pode, além de facilitar a dispersão delas (Lavoie et al. 1999, Miranda et al. 2016b), acarretar no aumento da diversidade genética das populações invasoras, aumentando a resiliência e capacidade de sobrevivência dessas espécies (Capel et al. 2019).

Apesar da invasão de ambientes costeiros marinhos ser mais frequente e conhecida, dada a concentração das grandes embarcações em portos (Seebens et al. 2013), algumas espécies estuarinas e de águas continentais também podem ser transportadas na água de lastro e introduzidas em águas continentais (Gollash 2007). No Brasil, um importante exemplo é o do bivalve asiático *Limnoperna fortunei*, popularmente conhecido como mexilhão-dourado, causador de grandes impactos para o ambiente, a biota, e para o funcionamento de embarcações, portos e usinas hidrelétricas (Boltovskoy & Correa 2015). Essa espécie foi introduzida provavelmente por água de lastro nos anos 1990, no estuário do rio da Prata (Argentina-Uruguai) e acabou expandindo sua distribuição através do tráfego hidroviário de grandes navios para o Brasil pelos rios Paraná e Paraguai, chegando até o bioma Pantanal (Oliveira et al. 2006). Atualmente, o mexilhão-dourado já foi registrado nas regiões Sudeste, Sul, Nordeste e se aproxima da bacia Amazônica, tendo sua dispersão favorecida também por pequenas embarcações recreativas (Pareschi et al. 2008, Uliano-Silva et al. 2013, Hermes-Silva et al. 2021, Petsch et al. 2021a). Dada a sua grande tolerância à variação das condições ambientais (Oliveira et al. 2011), projeções indicam a possibilidade do mexilhão-dourado se espalhar por todo o Brasil e inclusive invadir diversos rios na América do Norte (Oliveira et al. 2010, Petsch et al. 2021b).

Espécies de vertebrados, como roedores (rato-comum *Rattus rattus*, ratazana *R. norvegicus* e camundongo *Mus musculus*), também foram introduzidas no território brasileiro durante as Grandes Navegações (Rosa et al. 2018). Recentemente, uma ave nativa do continente africano, *Corvus albus* (corvo) foi relatada no Porto de Santos -SP (Silva & Olmos 2007). Esta espécie, que não é habitualmente comercializada como animal de estimação, provavelmente chegou a bordo de navios comerciais provenientes da África Ocidental. O possível estabelecimento dessa espécie levanta preocupações à avifauna local, já que espécies do gênero *Corvus* são predadores importantes de colônias de aves aquáticas (Silva & Olmos 2007, Adelino et al. 2017).

A intensificação do tráfego aéreo também tem permitido a introdução não intencional de novas espécies. Em 2017, Oliveira et al. (2018) registraram o lagarto *Anolis sagrei* na vegetação dentro dos limites do Aeroporto Internacional Antônio Carlos Jobim (Galeão), Rio de Janeiro. Nativo de Cuba, Bahamas e Ilhas Cayman, este lagarto já é considerado invasor em diversos países das Américas e na Ásia (Kolbe et al., 2004, Oliveira et al. 2020). No mesmo aeroporto, também foi observada uma população estabelecida de calangos azuis, *Cnemidophorus lemniscatus*, nativos originalmente da região amazônica (Oliveira et al. 2020).

O comércio ilegal de animais de estimação é uma das principais vias de introdução, tanto intencional como não intencional, de mamíferos e répteis no Brasil (Rosa et al. 2017, Fonseca et al. 2019), como já é o caso das invasões pelos saguis (*Callithrix jacchus*, *C. penicillata* e *C. geoffroyi*) e das tartarugas tigre-d'água (*Trachemys dorbigni* e *T. scripta*). É também um dos principais fatores de riscos para

introdução e invasão de mais de 80 espécies de lagartos e serpentes que ainda não estão em condição de invasão no Brasil, mas que já se encontram em território brasileiro na condição de animais contidos em residências ou mesmo com registros esporádicos na natureza (Fonseca et al. 2019).

Outra fonte de introdução de EEIs através do comércio, principalmente o comércio eletrônico, é de plantas aquáticas para aquarismo ou fins ornamentais, que muitas vezes são liberadas em ambientes naturais de forma intencional ou não (Magalhães et al. 2012a). O comércio eletrônico brasileiro oferece fácil acesso a mais de 200 espécies exóticas de plantas aquáticas provenientes em sua maioria do oriente, que geralmente são vendidas a baixo custo e como partes vegetativas que possuem um alto potencial de dispersão (Peres et al. 2018). Embora as leis brasileiras que regulam o comércio de espécies exóticas sejam adequadas, ainda existe um amplo comércio eletrônico ilegal não apenas de plantas aquáticas, mas também de invertebrados e peixes associados ao aquarismo (Peres et al. 2018).

### 3.2.2. Mudanças no uso da terra e do mar

As mudanças de uso da terra e do mar são um dos mais importantes fatores que promovem a perda de espécies nativas em todo o mundo (Newbold et al. 2020). Particularmente em ambientes terrestres, a transformação de paisagens naturais em (1) lavouras (Marques et al. 2022), incluindo pastos para a alimentação bovina (Wang et al. 2019), (2) áreas urbanas (Skultety & Matthews 2017) e (3) áreas desmatadas (De Faria et al. 2021) facilitam a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras (Decker et al. 2012).

Mais da metade das espécies de plantas exóticas ocorrem em áreas degradadas nos diversos biomas brasileiros (Zenni & Dechoum 2013, BD Instituto Hórus 2021). Há registros de gramíneas, leguminosas e espécies de outras famílias botânicas invadindo áreas antropizadas em todos os biomas brasileiros, algumas vezes dominando a paisagem (Zenni & Dechoum 2013). Entre essas espécies podemos citar *Hovenia dulcis* (uva-do-Japão) nas florestas do sul do Brasil, *Prosopis juliflora* (algaroba), na Caatinga, e *Elaeis guineensis* (dendezeiro) na floresta Atlântica e na Amazônia (Zenni & Dechoum 2013). No Pampa, estima-se que pelo menos 50% da vegetação nativa já foi substituída por gramíneas cultivadas, sendo que muitas destas também são invasoras em áreas não cultivadas e de vegetação nativa (Overbeck et al. 2013, Oliveira et al. 2017, Ruviaro et al. 2016). Além das gramíneas, as florestas plantadas de pinheiros-americanos no bioma Pampa também têm sido responsáveis pela invasão por *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. em diferentes ambientes, incluindo dunas costeiras. A dispersão das espécies de *Pinus* permite que as sementes sejam levadas para áreas naturais próximas aos plantios e em apenas oito anos, uma área de vegetação graminóide pode ser substituída por árvores de *Pinus* (Abreu & Durigan 2011). No Cerrado, 38 espécies de gramíneas exóticas já foram registradas e uma boa parte desse bioma tem um potencial de moderado a muito alto de ser invadido

(Silva et al. 2020). Ademais, 60% das áreas protegidas que cobrem o Cerrado (29%) apresentam algum grau de invasão por espécies de gramíneas.

Áreas naturais convertidas em áreas de criações podem facilitar que diversas espécies como suínos, cervídeos e roedores se dispersem e invadam áreas naturais (Long 2003). O javali (*Sus scrofa*), que pode se alimentar em cultivos de cana e milho, vem aumentando cada vez mais sua população no sudeste brasileiro (Pedrosa et al. 2021). Essa associação a determinados tipos de cultivos também pode ser um fator determinante na invasão pela lebre-europeia (*Lepus europaeus*) no Brasil (Faria et al. 2016).

No ambiente aquático, a ocupação da região costeira pelo ser humano vem promovendo mudanças drásticas na biodiversidade (Bulleri & Chapman 2010). Por exemplo, a construção de píeres, portos, marinas, moles e espigões, afeta a complexidade do habitat natural, que é substituída por estruturas bidimensionais de madeira, plástico ou concreto, promovendo o aumento da disponibilidade de substrato consolidado, um dos principais recursos limitantes para comunidades sésseis. Logo, reduções na complexidade do habitat, alterações na composição do material, e o aumento concomitante de poluentes nessas regiões e da conectividade entre populações historicamente isoladas, faz com que as regiões portuárias sejam dominadas por espécies resistentes à ação antrópica, muitas vezes exóticas e invasoras. No litoral brasileiro existem muitos locais em que substratos artificiais são dominados por espécies exóticas como o coral-sol, *Tubastraea* spp. e o briozoário *Schizoporella errata* (Mantelatto et al. 2020, Oricchio et al. 2019).

As águas interiores também podem sofrer alterações que promovem diretamente a introdução de espécies. Grandes usinas hidrelétricas (UHE) podem inundar barreiras que separam regiões biogeográficas distintas, misturando espécies que não coocorriam anteriormente. Em Itaipu, cuja construção da UHE inundou as cachoeiras de Sete Quedas, ocorreu a introdução e estabelecimento de mais de 30 espécies de peixes na bacia do Alto Rio Paraná (Júlio Jr. et al. 2009). Reservatórios também podem facilitar o estabelecimento e propagação de espécies exóticas invasoras, pois apresentam características como flutuações abruptas dos níveis de água, concentrações mais elevadas e/ou variáveis de nutrientes, e aumento da luminosidade subaquática, que podem ser mais adequadas a espécies exóticas (Thomaz et al. 2009, Muniz et al. 2020). Por exemplo, o sucesso no estabelecimento de *Hydrilla verticillata*, uma planta submersa invasora agressiva, na planície de inundação do Alto Rio Paraná pode estar associada ao aumento da luminosidade (Sousa et al. 2009, Thomaz et al. 2009, Sousa et al. 2011). Obras de transposição de rios têm sido feitas para transporte de água e, inadvertidamente, de espécies exóticas entre bacias hidrográficas brasileiras. O exemplo mais recente é a transposição do rio São Francisco, interligando águas desta bacia às dos rios de outras bacias hidrográficas no nordeste do Brasil.



### 3.2.3. Extração de recursos

A extração de recursos naturais envolve qualquer atividade que remova elementos da natureza que são fundamentais para suprir as demandas do ser humano. Os recursos naturais podem ser classificados em quatro grupos, sendo estes: (i) biológicos, como vegetais e animais, (ii) hídricos, provenientes da água de lagos, rios, mares e oceanos; (iii) minerais, como o ferro, rochas, areia e argila; e (iv) energéticos, como os biocombustíveis e os combustíveis fósseis. A extração de recursos hídricos é similar às mudanças no uso do solo e as informações sobre este tópico podem ser vistos em outras seções (3.2.2 e 3.3.3). Nas subseções abaixo serão apresentados exemplos de como a extração de recursos naturais biológicos, minerais e energéticos, pode diretamente promover invasões biológicas.

#### 3.2.3.1. Recursos biológicos

Bromélias são plantas normalmente utilizadas para ornamentação de casas e jardins, enquanto no seu ambiente natural são reconhecidas como importante recurso para a fauna de vertebrados e invertebrados, incluindo espécies de anuros que se abrigam nessas plantas devido a capacidade das mesmas em reter água no seu interior. A translocação de bromélias para ser utilizada como um recurso de ornamentação levou a introdução do anuro *Phyllodytes luteolus* (perereca-das-bromélias), espécie que habita a costa brasileira (do norte do estado do Rio de Janeiro até a Paraíba) para fora da sua distribuição original. A espécie já se encontra com populações bem estabelecidas nos municípios do Rio de Janeiro, Guarujá e São Paulo (Forti et al. 2017).

Algumas espécies de bivalves, como ostras e mexilhões, são cultivadas mundialmente e a grande comercialização *in vivo* desses moluscos têm aumentado as chances de transporte e estabelecimento de várias espécies exóticas acompanhantes, como anêmonas, cracas, poliquetas e briozoários (Simon & Sato-Okoshi 2015, Piló et al. 2021). Um dos maiores problemas encontrados tanto para as populações cultivadas quanto as não cultivadas de ostras é a infestação por poliquetas (Polychaeta: Spionidae) (Diez et al. 2022). Poliquetas do gênero *Polydora* podem reduzir substancialmente o valor comercial das ostras devido às perfurações feitas na concha e atacar outras espécies nativas de moluscos (Radashevsky et al. 2006).

#### 3.2.3.2. Recursos minerais

Paisagens inteiras são transformadas e deterioradas na mineração a céu aberto, e a recuperação/reabilitação de tais áreas é realizada para se reduzir a perda de biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (Gastauer et al. 2021). Práticas brasileiras de recuperação de áreas degradadas pela mineração mostram uma grande dependência em espécies de plantas introduzidas (Barth et al 1988), muitas delas com potencial invasor. A gramínea *Melinis minutiflora* (capim-gordura), por exemplo, utilizada para controle de erosão, foi muito utilizada em revegetação de áreas

mineradas em Minas Gerais (Toy & Griffith 2010). Não por acaso, essa é uma das 10 espécies de gramíneas invasoras mais comuns no Cerrado (Guimarães-Silva et al. 2020). Embora a governança na legislação brasileira sobre a mineração tenha evoluído, ainda existe uma demanda por espécies de plantas exóticas devido a indisponibilidade de sementes de espécies nativas no mercado (Toy & Griffith 2010). Além disso, a extração de areia pode resultar na formação de áreas escavadas, que quando preenchidas por água pluvial e/ou subterrânea, são frequentemente utilizadas para a introdução e/ou o cultivo de peixes invasores, notadamente tilápias (*Coptodon rendalli* e *Oreochromis niloticus*).

### 3.2.3.3. Recursos energéticos

Entre os recursos naturais energéticos está a extração de combustíveis fósseis e a produção de biocombustíveis. Várias espécies de plantas atualmente promovidas para biocombustíveis são reconhecidas como invasoras, a exemplo do dendezeiro, mamona (*Ricinus communis*), pinhão-manso (*Jatropha curcas*) e da algaroba, entre outras (Howard & Ziller 2008).

O *dendezeiro* é uma palmeira originária de florestas tropicais da costa ocidental da África, que foi introduzida no Brasil no final dos anos 1500. O óleo extraído das sementes do dendê é amplamente utilizado como matéria-prima na indústria de cosméticos, alimentícia, siderúrgica, produção de plásticos e de biodiesel, entre outros. Atualmente, o dendezeiro não só é plantado como monocultura, como pode invadir áreas naturais de floresta e formar adensados, monodominantes, que impedem a regeneração natural e o crescimento de plantas nativas (por exemplo, Howard & Ziller 2008, BD Instituto Hórus 2021). A espécie já foi registrada como invasora em áreas de floresta Atlântica, sobretudo do nordeste do Brasil, mas também no Espírito Santo e Rio de Janeiro (BD Instituto Hórus 2021) e algumas áreas florestais foram praticamente convertidas em monoculturas de dendezeiro (Howard & Ziller 2008). O dendezeiro também foi registrado como espécie invasora na Amazônia colombiana (Howard & Ziller 2008, BD Instituto Hórus 2021) e é amplamente plantado na região amazônica brasileira. Assim, muitas áreas de floresta podem vir a ser “dendezais”, os quais impedem o crescimento de plantas nativas comprometendo os serviços ecossistêmicos inerentes às florestas nativas (Howard & Ziller 2008).

No Brasil, existem diversas espécies nativas que poderiam atuar como fonte de biomassa para biorefinarias, como as palmeiras macaúba (*Acrocomia aculeata*), babaçu (*Attalea speciosa*) e carnaúba (*Copernicia prunifera*) e mandioca (*Manihot esculenta*), como também plantas aquáticas como o aguapé (*Pontederia crassipes*) e a taboa (*Typha domingensis*) (Favaro & Miranda 2013, Maragoudaki et al. 2022).

### 3.2.4. Poluição

Poluição, por definição, é a adição ou o lançamento de qualquer substância, matéria ou forma de energia ao meio ambiente em quantidades que resultem em

concentrações maiores que as naturalmente encontradas, produzindo assim efeitos ambientais indesejados. Por exemplo, o nitrogênio e o fósforo são encontrados naturalmente no solo, mas com a alta quantidade gerada pelo uso de fertilizantes, chegam aos ambientes aquáticos causando distúrbios, como a eutrofização (subseção 3.2.4.1). Nas subseções abaixo serão apresentados, em maior detalhe, como os distúrbios gerados por poluentes, como plástico e outros materiais em ambientes marinhos (subseção 3.2.4.2) e a contaminação do solo e da água (subseção 3.2.4.3), podem diretamente promover o sucesso de espécies exóticas invasoras.

#### 3.2.4.1. Nutrientes e eutrofização

Eutrofização é o resultado do acúmulo de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, nos ambientes aquáticos. Estes nutrientes podem ser provenientes de diversas fontes, como o esgoto doméstico e industrial como também da lixiviação de nutrientes do solo provenientes do uso de fertilizantes utilizados para a produção agrícola. A competição por nutrientes possui papel fundamental no estabelecimento, disseminação e persistência de plantas exóticas invasoras. Estudos têm demonstrado que estas espécies apresentam capacidade superior de adquirir nutrientes, isto é, são melhores competidores, particularmente em ambientes altamente produtivos, e que o enriquecimento de nutrientes pode ser desproporcionalmente benéfico para as invasoras (Gioria & Osborne 2014). Desta forma, ecossistemas terrestres que sofrem adição de nutrientes no solo, aumentando a concentração, assim como os aquáticos eutrofizados, tendem a apresentar um maior risco de serem invadidos e de perda da biodiversidade (Engelhardt 2011, Bustamante et al 2012). Em riachos urbanos na cidade do Rio de Janeiro, as concentrações de amônia e coliformes fecais são altas devido ao lançamento de esgoto *in natura*. As populações de guppy (*Poecilia reticulata*) atingem densidades 26 vezes maiores, com maiores tamanhos corporais, em riachos urbanos do que em riachos não urbanizados, entre outros porque os primeiros aumentam a disponibilidade de larvas de quironomídeos (tipicamente encontradas em ambientes impactados), que são consumidos preferencialmente pelos guppies. No reservatório de Furnas, a invasão pelo dinoflagelado *Ceratium furcoides* foi favorecida pelo aporte de nutrientes. Explosões populacionais de *C. furcoides* foram observadas em áreas do reservatório que recebiam esgotos domésticos não-tratados (Silva et al. 2012).

#### 3.2.4.2. Lixo marinho

Objetos de diversos materiais como madeira, borracha, plástico, metal, isopor, entre outros, acabam chegando ao mar de forma intencional ou não intencional (NOAA 2017, Williams & Rangel-Buitrago 2019, García-Gómez et al. 2021, Póvoa et al. 2021). Esse lixo marinho pode tanto ser de origem terrestre, alcançando os oceanos por rios e praias, como originários de atividades desenvolvidas em ambientes marinhos como pesca, tráfego de embarcações e perfurações de petróleo (Williams

& Rangel-Buitrago 2019, García-Gómez et al. 2021, Póvoa et al. 2021). Como muitos desses materiais apresentam alta flutuabilidade, como o isopor, por exemplo (Rech et al. 2016), podem ser facilmente levados pelas correntes, facilitando o transporte e a introdução de espécies exóticas invasoras através dos oceanos, processo conhecido como *rafting* (Barnes 2002, Rech et al. 2016, NOAA 2017). No mundo todo há inúmeros registros de introduções ocorridas por transporte de materiais no mar (Barnes 2002, Rech et al. 2016, NOAA 2017, Póvoa et al. 2021). No Brasil, estudos mostram que cabos, pneus, pedaços de plástico, cordas, isopor, garrafas de vidro, e até mesmo sandálias de borracha, podem ser colonizados por larvas dos corais invasores do gênero *Tubastraea*, o coral-sol (Faria & Kitahara 2020, Mantelatto et al. 2020). Isso aumenta o potencial de transporte e dispersão do coral-sol para outras regiões, facilitando a expansão e o estabelecimento e manutenção da espécie invasora na costa brasileira, ou seja, por meio de invasões secundárias (Mantelatto et al. 2020). Entretanto, ainda existem poucos estudos considerando o impacto de materiais depositados no mar como facilitadores do estabelecimento de espécies exóticas no Atlântico Sul e principalmente no Brasil (Póvoa et al. 2021).

#### 3.2.4.3. Outros contaminantes e a homogeneização do habitat

A introdução de espécies exóticas está diretamente associada ao filtro ambiental criado pelo acúmulo de poluentes, como em regiões portuárias (Crooks et al. 2011). Uma vez que portos e marinas são normalmente circundados por quebra-mares, há uma retenção destes poluentes, principalmente pela lixiviação das tintas anti-incrustantes de embarcações. Esses poluentes, além de serem constantemente liberados por barcos e navios, também se acumulam no substrato bentônico inconsolidado, afetando não apenas a comunidade incrustante. A alta concentração de matéria orgânica em suspensão e o acúmulo de metais limitam a ocorrência de espécies nativas. Livres de inimigos naturais, as populações das EElS resistentes tendem a crescer exponencialmente, alterando o funcionamento desses ecossistemas. Alguns invertebrados invasores (por exemplo, o briozoário *S. errata*) são conhecidos por serem tolerantes ao cobre (Piola & Johnston 2008). Além da poluição química, há evidências de que a poluição luminosa causada pelo uso de luz artificial noturna (LAN) também pode alterar as taxas de recrutamento larval. Considerando que a maior parte da região costeira vem passando por um intenso processo de urbanização e o uso da LAN, é possível prever que essas regiões possam atrair larvas de organismos exóticos a partir da fonte de introdução, expandindo a distribuição dessas espécies.

Em ambientes terrestres, a qualidade dos solos exerce influência direta na montagem da comunidade vegetal e na provisão de serviços essenciais para sustentação da vida (Dominati et al. 2010). O uso intensivo de agrotóxicos no Brasil tem contaminado os solos, e as espécies, nativas ou exóticas, apresentam diferentes habilidades para se desenvolver em tais solos. Na Serra Gaúcha, região produtora

de vinhos no Brasil, o uso de fungicidas pode gerar um acúmulo de cobre no solo. Espécies nativas de gramíneas do Pampa (*Axonopus fissifolius*, *Paspalum notatum* e *P. plicatulum*) mostraram uma menor capacidade de tolerar a contaminação por este metal do que a gramínea exótica invasora *Cynodon dactylon* (pé-de-galinha ou capim-seda), esta com maiores taxas de crescimento e produção de biomassa (da Silva et al. 2022). Nos ecossistemas de água doce, os represamentos de rios e a rotina de operação das barragens resultam na maior simplificação e/ou homogeneização dos habitats, facilitando o estabelecimento de espécies invasoras pré-adaptadas a serem bem-sucedidas em ambientes lênticos (Johnson et al. 2008).

### 3.2.5. Mudanças Climáticas

As mudanças climáticas estão entre as principais ameaças à saúde e à sobrevivência de espécies em ambientes marinhos e continentais. Além dos impactos diretos sobre espécies e comunidades nativas, como por exemplo o aumento da incidência de branqueamento de corais em decorrência do aumento da temperatura superficial do oceano, mudanças climáticas podem gerar uma série de consequências para a distribuição e ecologia de espécies exóticas invasoras, potencializando os efeitos negativos (Dukes & Mooney 1999, Hellmann et al. 2008, Sorte et al. 2010). Tais consequências incluem alterações nos mecanismos de transporte, introdução e estabelecimento de espécies exóticas, expansão e alterações dos impactos causados por espécies invasoras já introduzidas e alterações da efetividade de ações de manejo e controle (Hellmann et al. 2008). Por exemplo, períodos de seca mais prolongados provocaram uma mudança na estrutura da comunidade do estuário Piraquê Açu-Mirim no Espírito Santo favorecendo o estabelecimento do ofiuróide invasor *Ophiothela mirabilis* (Gomes & Silva 2020). De maneira geral, estudos mostram que espécies exóticas invasoras tendem a ser mais tolerantes a variações ambientais quando comparadas com espécies nativas, e grande parte das consequências relacionadas às mudanças climáticas, como por exemplo o aumento da concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera e maior fragmentação de habitat, tendem a favorecer espécies exóticas invasoras (Dukes e Mooney, 1999).

### 3.2.6. Espécies exóticas invasoras

Espécies exóticas também podem atuar como vetores de mudanças e facilitadores da introdução, estabelecimento e dispersão de outras espécies exóticas. Esse tipo de facilitação remete ao conceito de “*Invasional meltdown*”, caracterizado por interações positivas e por vezes sinérgicas entre espécies exóticas e exóticas invasoras, que podem acelerar ou facilitar o processo de invasão e intensificar os impactos sobre os ecossistemas e espécies nativas (Simberloff & Von Holle 1999).

No estágio de introdução, encontramos espécies potencialmente invasoras, em geral de hábitos crípticos e/ou de pequeno tamanho corporal, sendo transportadas de maneira não intencional junto com outras espécies exóticas mais evidentes

e/ou de maior porte. Este tipo de facilitação pode ser observado entre animais e plantas que podem ser transportados em meio a frutas, plantas, e animais exóticos comercializados em feiras e/ou atividades comerciais sem procedimentos mais rigorosos de inspeção e controle. Nos ambientes de águas continentais, vários ectoparasitas e patógenos de peixes e crustáceos podem ser introduzidos pelo transporte inadvertido e soltura dos seus hospedeiros exóticos. A introdução de propágulos de moluscos e crustáceos, na forma de larvas, assim como de peixes, na forma de ovos, também são exemplos frequentes deste fenômeno de facilitação em águas continentais.

Durante o estágio de estabelecimento, algumas espécies exóticas invasoras podem atuar na modificação das condições ambientais do ecossistema invadido, criando condições mais propícias para que espécies menos aptas às condições predominantes originalmente consigam se adaptar, sobreviver e reproduzir. Por exemplo, algumas espécies exóticas de árvores frutíferas e gomíferas, como jaqueiras (*Artocarpus heterophyllus*) e amendoeiras (*Terminalia catappa*), fornecem alimentação e/ou condições de microhabitat (por exemplo, refúgio, sombreamento) que são amplamente utilizados, contribuindo consideravelmente para a sobrevivência de primatas, aves, e/ou insetos também exóticos, como os saguis (*C. jacchus*, *C. penicillata* e seus híbridos) invasores no sul e sudeste do Brasil (Cunha et al. 2006, Modesto & Bergallo, 2008, Raíces et al. 2017). Em ambientes de águas continentais, algumas espécies de macrófitas, bivalves e peixes exóticos, além de interferirem nos níveis de transparência e/ou no fluxo de água, também podem alterar os habitats submersos, criando um conjunto de condições mais favoráveis para o estabelecimento de peixes, crustáceos e outras espécies de moluscos e macrófitas exóticas. Espécies engenheiras exóticas, tais como o coral-sol e algumas espécies de bivalves, parecem constituir o principal exemplo de facilitação para o estabelecimento de outras espécies exóticas em ambientes marinhos e/ou estuarinos. Todavia, são ainda necessários estudos experimentais sobre esses mecanismos de facilitação no Brasil.

### 3.2.7. Perda de biodiversidade

Uma hipótese muito discutida diz respeito à resistência biótica (Elton 1958), na qual se postula que EEIs teriam menores chances de se estabelecer em regiões mais preservadas e com maior biodiversidade do que em locais mais perturbados e com menor biodiversidade (por exemplo, Jeschke & Genovesi 2011). Todavia, a relação entre biodiversidade e susceptibilidade à invasão tem sido questionada (Levine & D'Antonio 1999) e existem evidências contrárias à hipótese de resistência biótica (por exemplo, Cobián-Rojas et al. 2018). No Brasil, por exemplo, existem EEIs que se estabeleceram e disseminaram em regiões com alta biodiversidade (por exemplo, coral-sol no NE e SE do Brasil). É importante ressaltar que estudos realizados em diferentes escalas indicam que em escalas espaciais maiores

(>1000 m<sup>2</sup>) há uma relação positiva entre maior diversidade e um maior número de EEIs, mas geralmente esse padrão não é observado em escalas menores (<10 m<sup>2</sup>) e isso se atribui a ação de mecanismos de resistência biótica (por exemplo, competição) que agem em escala local (Fridley et al. 2007). Em ambientes de água doce, experimentos têm demonstrado que comunidades de plantas submersas nativas não impedem completamente a colonização de EEIs (Louback-Franco et al. 2020, Petruzzella et al. 2020). No entanto, a biomassa e diversidade dessas plantas desempenham um papel crucial na resistência biótica, diminuindo o desempenho (ou seja, crescimento) de EEIs através da competição por recursos nestes sistemas (Petruzzella et al. 2018, 2020). Logo, a conservação e restauração de plantas submersas nativas poderiam contribuir de maneira crucial para aumentar a resistência destes ecossistemas de água doce a invasões.

O aumento de diversidade em comunidades biológicas também se relaciona diretamente com o melhor funcionamento dos ecossistemas (Cardinale et al. 2012) e os efeitos diretos de EEIs sobre comunidades biológicas mais empobrecidas tendem a ser mais severos (Cardinale et al. 2012). A intensidade das introduções de EEIs está mudando mais rapidamente nas últimas décadas do que em qualquer momento da história humana (por exemplo, Tatem 2009, Seebens et al. 2015), indicando que os seus efeitos sobre a biodiversidade podem ter consequências nunca previstas e observadas (Bellard et al. 2016, Early et al. 2016).

### 3.2.8. Vetores de mudança naturais

Após a introdução de EEIs, ocorrida via vetores de mudança (meios físicos) relacionados à ação humana, vetores de mudança naturais, como por exemplo, animais polinizadores e dispersores de frutos e sementes, e correntes, podem atuar, na dispersão dessas EEIs em escala local e regional, após a introdução. Plantas nativas com dispersão das sementes mediadas por animais (zoocóricas) são primordialmente dependentes da presença de dispersores nativos para seu sucesso de dispersão. Muitas EEIs também necessitam desses agentes para concretizar o processo da invasão. Algumas EEIs, que apresentam frutos carnosos, têm mais sucesso em dispersão mediada por animais quando comparadas com espécies nativas de uma mesma região (Rejmánek & Richardson 1996). No Brasil um exemplo de sucesso de dispersão natural (mediada por espécies nativas) é da espécie arbórea uva-do-japão (Rhamnaceae). Originária do leste asiático, esta EEI é amplamente encontrada nas florestas tropicais e subtropicais brasileiras, bem como nas estepes e ecótonos entre essas formações vegetais, desde florestas do interior do estado da Bahia, por todo o Cerrado, ecossistemas da Mata Atlântica, até florestas úmidas de Araucária (Zenni & Ziller 2011). A uva-do-japão é polinizada principalmente por abelhas, tanto nativas (*Melipona quadrifasciata* e *Plebeia emeryna*), quanto exóticas (*Apis mellifera*) (Carvalho 1994). Uma grande variedade de espécies de mamíferos nativos é relatada como consumidoras ou potenciais dis-

personas da uva-do-japão, dentre eles estão o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) (Cheida 2005, Lima et al. 2015), gambá (*Didelphis aurita*) (Cáceres e Monteiro-Filho 2001), tatu-galinha (*Dasyus novemcinctus*), macaco-prego (*Sapajus nigritus*) (Hendges et al. 2012), miquiqui-do-sul (*Brachyteles arachnoides*) (Hack et al. 2017) e bugio (*Alouatta guariba clamitans*) (Silveira 2009). O consumo de frutos da uva-do-japão, e preferência alimentar perante as espécies nativas em determinada área, pode causar interrupções em interações entre as espécies nativas, e afetar não apenas as interações fruta-frugívoro, mas a comunidade biológica inteira (Lima et al. 2015).

Após sua introdução e estabelecimento, as EEIs podem colonizar comunidades nativas adjacentes devido à sua própria capacidade de dispersão ou associada a espécies nativas. Por exemplo, a dispersão do rotífero *Kellicotia bostoniensis* pela região Neotropical tem sido atribuída à dispersão de ovos de resistência aderidos a aves migratórias ou mesmo dispersos em gotículas de água transportadas por vento ou chuva (Bomfim et al. 2016). De forma similar, eventos sazonais que ocorrem naturalmente podem permitir o acesso de EEIs a comunidades nativas. Por exemplo, EEIs estabelecidas em áreas alagáveis, onde o aumento do nível dos rios nas cheias é determinante para a conectividade dos ambientes e dispersão das espécies, podem utilizar o próprio evento de cheia para colonizar locais sazonalmente isolados (Thomaz 2022).

Incêndios que podem ocorrer em biomas brasileiros florestais tanto naturalmente ou por ação humana, também podem facilitar a dispersão de EEIs. Espécies de braquiária são muito utilizadas para pastagem no Brasil. Experimentos têm mostrado que regimes de queimadas anuais ou trianuais aumentam a distância ocupada pela braquiária (*Urochloa eminii*) da borda para o interior de florestas queimadas (Silvério et al. 2013). Em ambientes costeiros e marinhos, os diferentes tipos de correntes podem ser condutores naturais da dispersão de EEIs. Por exemplo, no estuário do Rio Paraguaçu, o coral-sol originalmente introduzido por uma plataforma de petróleo atracada em um estaleiro no início do estuário, ampliou a distribuição aproveitando as correntes de marés para colonizar o meio do estuário (Miranda et al. 2016b). Correntes marinhas têm sido apontadas como as principais facilitadoras da dispersão do peixe-leão (*Pterois volitans*) em direção sul ao longo da costa brasileira, desde que esta espécie invasora conseguiu avançar sobre a região da foz e delta do rio Amazonas, ao norte (Soares et al. 2023).

### **3.3. Vetores de mudança indiretos que promovem a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras**

Embora não afetem as EEIs diretamente, vetores de mudança indiretos operam, em geral, em escalas espacial e temporal mais amplas e de forma mais difusa, podendo alterar e influenciar tanto vetores diretos quanto indiretos. Os indiretos



podem, por exemplo, afetar o nível (por exemplo, magnitude), direção (por exemplo, aumento ou diminuição), ou taxa (por exemplo, mudança ao longo do tempo) de vetores diretos.

### 3.3.1. Motivadores socioculturais

Como parte do sistema natural, o ser humano necessita do uso de recursos naturais tanto para sua sobrevivência básica, como para atender necessidades não prioritárias, mas que se tornaram demandas na sociedade moderna. Essas necessidades e demandas geram interesse na manutenção de espécies vegetais e animais que abrem caminho para as EEIs. Espécies identificadas como recurso pela sociedade (por exemplo, madeira proporcionada por *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., ou consumo de carne do javali) tendem a ser introduzidas e mantidas no ambiente, mesmo quando há políticas públicas de controle e erradicação. EEIs que geram problemas para a sociedade geralmente não são intencionalmente introduzidas e podem ter programas de controle e erradicação (por exemplo, mosquito-da-dengue, *Aedes aegypti*) mais eficientes (Epanchin-Niell et al. 2009, Woodford et al. 2016).

O interesse da sociedade em EEIs faz com que a maioria de espécies introduzidas, de forma intencional ou não, em ambientes naturais sejam provenientes de uso ornamental, no caso de plantas, e interesse no consumo de carne, caça ou pesca esportiva e uso de animais domésticos (por exemplo, aquarismo, animais de estimação, aquicultura) no caso da fauna (Zenni 2014, Rosa et al. 2017).

A cultura de manter organismos ornamentais para fins recreativos pode ser um importante vetor da introdução de espécies exóticas, destacando-se dentre essas práticas o aquarismo (Magalhães et al. 2021a). A liberação intencional ou não intencional desses organismos introduz muitas EEIs. Aproximadamente um terço das espécies invasoras aquáticas no mundo são organismos utilizados em aquários ou com fins ornamentais, sendo seu comércio muitas vezes não regulamentado e fiscalizado (Magalhães et al. 2021b). No Brasil, recentemente corais moles ornamentais do gênero *Sansibia* e *Clavularia*, foram introduzidos na região da Ilha Grande - RJ (Mantelatto et al. 2018), e do gênero *Sarcothelia* foi introduzido e vem aumentando rapidamente sua cobertura no fundo raso em Salvador (BA) (Menezes et al. 2021). Como essas espécies foram registradas em locais distantes de grandes portos, é provável que suas introduções tenham se dado por descarte intencional e indevido (Mantelatto et al. 2018). Outro exemplo que provavelmente foi originado de descarte, é o peixe-leão do gênero *Pterois* encontrado pela primeira vez na costa do Rio de Janeiro (Ferreira et al. 2015). Análises genéticas confirmaram que o DNA deste exemplar é originário do Caribe, onde esse organismo foi introduzido há mais de 30 anos (Hixon et al. 2016), e a grande distância indica a maior probabilidade de introdução via aquarismo do que dispersão natural (Luiz et al. 2021).

O uso de animais como animais de estimação é uma das principais vias e vetores de introdução de mamíferos e répteis silvestres no Brasil (Rosa et al. 2017,

Fonseca et al. 2019). Além dos animais silvestres, animais domésticos também são considerados EEIs. Cães e gatos domésticos estão amplamente distribuídos em zonas urbanas, rurais e unidades de conservação brasileiras (Lessa et al. 2016, Rosa et al. 2017).

O consumo de carne, a caça e pesca esportiva também são vetores culturais muito associados à introdução e invasão da fauna em território brasileiro. Na Caatinga, as cabras (*Capra hircus*) são criadas livremente e consomem plantas e modificam a vegetação natural. Em um ambiente semi-árido inóspito para diversos outros animais e plantas, a criação de cabras representa uma das principais atividades econômicas e de subsistência das famílias locais, sendo inclusive a única fonte de proteína para famílias de baixa renda. Da mesma forma, outros ungulados domésticos (*Bos* spp. - gado, *Bubalus bubalis* - búfalo e *Equus* spp. - cavalo) também causam modificações em diferentes habitats (vegetação, qualidade da água, etc.) que são utilizados por espécies nativas. O fechamento de fazendas de criação também foi desencadeador da invasão do javali na década de 1990, quando a criação comercial da espécie foi proibida no Brasil e diversas fazendas soltaram deliberadamente os animais por medo da fiscalização (Hegel et al. 2022). No entanto, a invasão e disseminação do javali em território brasileiro possuem diversos vetores culturais. Os primeiros registros da espécie no Brasil ocorreram entre a década de 1960 e 1980, de animais que cruzaram a fronteira do Brasil com o Uruguai, onde foram introduzidos para a caça esportiva. Recentemente, os principais vetores de disseminação da espécie são o interesse na caça, uma vez que é a única espécie que se pode abater legalmente no país para fins de controle, o que tem motivado alguns caçadores a introduzir ilegalmente a espécie em territórios onde ela ainda não ocorre, bem como para alimentar o mercado ilegal de carnes exóticas e, ainda mais difícil de controlar, a criação comercial de “fundo de quintal”. É muito comum em pequenas propriedades rurais a criação de javalis ou javaporcos (reconhecido como híbrido da linhagem doméstica de porco e do javali silvestre, ambos da espécie *Sus scrofa*), que são mais apreciados pela carne, sendo apontado como uma das principais vias e vetores da invasão da espécie no país (Oliveira 2012, Rosa et al. 2017, 2018, Hegel et al. 2022). As espécies chital (*Axis axis*) e a lebre-europeia também são invasoras que entraram no país primeiramente pela fronteira com países vizinhos, onde foram introduzidos para caça esportiva, havendo uma preocupação de que essas espécies sejam cada vez mais disseminadas no Brasil.

Em ambientes de águas continentais, a ocorrência e a dispersão de espécies exóticas de peixes (por exemplo, tilápias, *Cichla* spp. - tucunarés, guppies e *Cyprinus* spp. - carpas), moluscos (por exemplo, *Melanoides* spp.), macrófitas aquáticas (por exemplo, *Hydrilla verticillata*) e répteis (por exemplo, *Trachemys* spp.) são vistas como favoráveis em algum momento de seu ciclo de vida por alguns setores da sociedade. A introdução de tilápia é entendida como oportunidade de incremento protéico; a introdução do tucunaré, para lazer na pesca esportiva; guppies e carpas,

como promotores de beleza em cenários domésticos. Tal percepção também atinge grupos que movimentam o comércio das macrófitas aquáticas, que são utilizadas como refúgio e/ou mesmo como alimento pelo tigre-d'água (*T. dorbigni*), o que pode representar um risco associado à potencial invasão pelo molusco *Melanoides tuberculata* (caramujo-trombeta), muito abundante nas raízes de algumas espécies de macrófitas aquáticas (Hahn et al. 2014).

O conhecimento científico produzido sobre os organismos exóticos não necessariamente conduz a percepção das pessoas a seu respeito na mesma direção (Schelhas et al. 2021). Deste modo, a presença de espécies exóticas tem na complexidade do problema que representa, a percepção social a seu respeito como facilitadora ou dificultadora de ações de manejo, já que pessoas são determinantes para a transformação das paisagens naturais e para que as invasões biológicas possam ocorrer (Franco-Moraes et al. 2021). O modo como as pessoas percebem o ambiente natural e as espécies exóticas é de certa forma definido por seus interesses e suas atitudes, pelas condições ecológicas e sociais, pelas crenças e valores e pelos benefícios e impactos que estas espécies agregam (Kapitza et al. 2019). Por consequência, levam a atitudes individuais e coletivas que podem favorecer a dispersão continuada dos organismos ou limitar o seu adequado manejo. No Brasil, um recente estudo ilustrou que o conhecimento da biodiversidade local por estudantes é baixo e por isso falham em distinguir espécies exóticas e nativas, comprometendo um posicionamento favorável à manutenção da biodiversidade e das contribuições da natureza para as pessoas (Melo et al. 2021).

### 3.3.2. Motivadores demográficos

A migração humana seja ela internacional, nacional ou regional e o crescimento populacional humano são processos sociodemográficos que afetam o meio ambiente, sendo vetores subjacentes a todos os determinantes diretos e indiretos de introduções de espécies exóticas invasoras (Meyerson et al. 2007). Aumentos no tamanho da população humana e da urbanização levam a maiores demandas por alimentos, renda, lazer e atividades humanas relacionadas à extensão da rede de transporte, distúrbios ambientais e uso do solo (Auffret et al. 2014, McKinney 2006a). Conforme o relatório intitulado “World Urbanization Prospects 2018” das Nações Unidas, nas próximas décadas, o grau de urbanização deverá aumentar em todas as regiões do mundo, mas com variação considerável. Para o Brasil, as projeções indicam que até 2050 mais de 90% da população residirá em centros urbanos (Nações Unidas 2018).

Como as populações humanas tendem a se concentrar em áreas ricas em espécies e recursos naturais, a nova configuração ambiental criada em decorrência da formação de grandes centros urbanos fornece abundantes fontes de introdução, recursos alimentares e abrigo para uma gama de espécies comensais e sinantrópicas, ou seja, aquelas que se adaptaram a viver junto ao ser humano, a despeito

da vontade deste. EEIs demonstram ter uma maior aptidão para explorar áreas densamente povoadas (Bellard et al. 2016) e, quanto mais próximo aos centros urbanos, maior é a tendência de se encontrar um maior número de EEIs (McKinney 2006b, Bellard et al. 2016).

No Brasil, a maioria da população está concentrada a até 300 km da costa Atlântica, principalmente no domínio da Mata Atlântica (Costa & Monte-Mór 2002, Fundação SOS Mata Atlântica, 2016). Não por acaso, é a região que abriga a maior diversidade de EEIs de plantas e animais encontrada no país (Sampaio & Schmidt 2013, Zenni et al. 2016, Dechoum et al. 2021). Essa proximidade da população humana aos ecossistemas costeiros propicia intenso tráfego de embarcações, criação de canais de comunicação entre regiões, e liberação de organismos mantidos domesticamente (Ruiz et al. 1997, Kareiva et al. 2007, Ojaveer et al. 2018).

Dentre as EEIs comumente encontradas em todos os graus de urbanização humana se destacam o pombo (*Columba livia*), animais domésticos como gatos e cachorros, e roedores, como ratazana, rato-preto e camundongo. A presença de ratos invasores é um considerável problema crescente nas cidades devido aos impactos econômicos e de saúde pública associados (Costa et al. 2014, Zeppelini et al. 2021).

A projeção do aumento populacional em áreas urbanas oferece um alerta importante: as atuais áreas de proteção podem não suportar a manutenção da biodiversidade nativa em longo prazo (Wittemyer et al. 2008, Araújo et al. 2011). Isto porque a densidade populacional está fortemente ligada à presença de espécies exóticas invasoras dentro das áreas de proteção ambiental (Spear et al. 2013). Dessa forma, a proximidade com os grandes centros urbanos e o crescimento da população em direção às áreas de proteção ambiental agirão como fontes de propágulos e de novas invasões no futuro.

### 3.3.3. Motivadores econômicos

O uso de EEIs na agricultura, silvicultura, aquicultura e para fins ornamentais e recreativos em grande parte do Brasil é um processo histórico e cultural datado do início do século XX. Diversas atividades econômicas envolvidas diretamente pelo cultivo ou exploração de organismos vivos ou indiretamente pelo transporte não intencional são vetores importantes de introdução de EEIs.

A produção de organismos exóticos em reservatórios no Brasil notoriamente constitui fonte de proteína e renda, mas também constitui a entrada de nutrientes que contribuem para a eutrofização e ameaças à biodiversidade local (Forneck et al. 2020), assim como para o escape de espécimes ao meio natural (Casimiro et al. 2018). Apesar disso, o país conta com legislação (Decreto Federal 10576/2020) que estimula tal prática e ameaça a efetividade de acordos internacionais que visam prevenir invasões biológicas (Latini et al. 2021, Charvet et al. 2021).

EElS emblemáticas exploradas por atividades de cultivo são diferentes espécies de tilápias, rã-touro (*Lithobates catesbeianus*), javali, pinheiro (*Pinus elliottii*), acácia (*Acacia mangium*), leucena (*Leucaena leucocephala*) e espécies frutíferas, como a jaqueira. O cultivo de espécies exóticas no Brasil geralmente não é seguido por medidas de controle efetivas sendo, por vezes, efetuadas em condições ambientalmente arriscadas (por exemplo, tanques de piscicultura escavados próximos à região de inundação de rios e represas; tanques, redes ou gaiolas de cultivo que podem ser danificados por animais ou condições ambientais adversas) (Azevedo-Santos et al. 2011, Orsi & Agostinho 1999) e que podem facilitar escapes de espécies exóticas cultivadas (Azevedo-Santos et al. 2011). Além disso, espécies cultivadas podem ser abandonadas devido à baixa rentabilidade ou mesmo falência do empreendimento. Por exemplo, o cultivo de rã-touro popularizou-se no Brasil em meados da década de 1990, mas, devido à baixa rentabilidade, vários empreendimentos foram finalizados e indivíduos vivos foram soltos ou escaparam (Both et al. 2011). Da mesma forma, *Lissachatina fulica* (caracol-gigante-africano) foi introduzido para fins de criação e comercialização, sem sucesso (Teles & Fontes 2002) e se dispersou pelo Brasil.

No Brasil, também há registro de EElS introduzidas para atendimento de demandas do mercado de pele. Um exemplo de caso foi a introdução do ratão-do-banhado (*Myocastor coypus*) fora de sua faixa de ocorrência no Brasil, que originalmente era somente no Rio Grande do Sul (Pereira et al. 2020), motivada principalmente em decorrência da demanda Norte Americana do comércio e cultivo de peles, além da produção de carne em meados da década de 1940 (<https://nutria.com/fur-industry/>). A presença na região sudeste é atribuída a fugas de fazendas de peles, produção de carne e introduções deliberadas em lagoas e rios por produtores locais (Bonvicino et al. 2007). Atualmente, a espécie é facilmente registrada em pastagens alagadas e áreas de várzea nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Paraná, Santa Catarina e Minas Gerais (região não nativa) (Pereira et al. 2020, Rosa et al. 2020).

A aquariofilia é um importante motivador econômico de introdução de espécies de diferentes EElS. Macrófitas submersas (*Hydrilla verticillata* e *Egeria densa*) são comercializadas para ornamentação de lagos particulares ou aquários (Peres et al., 2018). Eventualmente propágulos desses organismos podem ser carreados para ecossistemas naturais por dispersão de animais, troca de água ou pela retirada de cobertura excessiva desses organismos em manutenções e limpezas dos ambientes que os contém (Padilla & Williams, 2004). A pesca esportiva tem introduzido espécies como o tucunaré em reservatórios do centro-oeste, nordeste, sudeste e sul, e da truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) em rios de cabeceiras do sudeste e sul brasileiro (Agostinho et al. 2007, 2021, Lazzarotto & Caramaschi 2009, Franco et al. 2022b). Tais introduções visam aumentar o interesse turístico de ambientes que sofrem impacto antropogênico de outros estressores (por exemplo, represamentos) ou que previamente não apresentavam tais espécies (por exemplo, riachos sem peixes) (Agostinho et al. 2007, Lazzarotto & Caramaschi 2009, Franco et al. 2022b).

A intensificação do comércio é um importante motivador econômico. EElS podem ser transportadas não intencionalmente junto a mercadorias ou em procedimentos operacionais do transporte por via terrestre, aérea e aquática. Espécies de moluscos como o mexilhão-dourado e a amêijoia-asiática (*Corbicula fluminea*) têm como hipótese mais plausível de chegada à América do Sul por meio de troca de água de lastro de navios cargueiros (Boltovskoy et al. 2006). Ambas as espécies têm origem asiática e colonizaram inicialmente a foz do rio da Prata após serem despejadas pela troca de água de lastro em região estuarina (Boltovskoy et al. 2006). Desde então, essas espécies vêm dispersando-se a montante dos rios da bacia do Prata associadas a outras espécies com maior capacidade de dispersão, pela aderência a superfícies e existência de diversas barragens e mecanismos de transposição nos rios da região (Boltovskoy et al. 2006).

#### 3.3.4. Ciência e Tecnologia

Algumas introduções originam-se de acidentes ou descartes vinculados ao uso de espécies para estudos. A introdução da abelha-africanizada (*Apis mellifera scutellata*) é emblemática. Populações da abelha-africanizada foram trazidas a Piracicaba, interior de São Paulo, em 1956, por Warwick Kerr para cruzamento com linhagens exploradas pela apicultura nacional (Kent 1988). Essas populações foram contidas no laboratório de W. Kerr. Contudo, como visitantes apicultores inadvertidamente removeram as telas de contenção, algumas populações acabaram por escapar e se estabeleceram prontamente (Kerr 1967, Kent 1988).

O impacto econômico de pragas agrícolas pode levar a estudos de controle biológico por instituições de pesquisa e, quando não realizados corretamente, há a introdução de espécies exóticas que se tornam invasoras. A grande massa fecal bovina acumulada nos pastos levou a um declínio no crescimento de gramíneas e no aumento de parasitas do gado. No final da década 1980 e início de 1990, o Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Corte (CNPGC) da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), com o intuito de controlar organismos associados às fezes bovinas, em especial a mosca-do-chifre, *Haematobia irritans*, e nematódeos gastrointestinais, passou a criar em laboratório com posterior liberação em pastagens, o besouro-rola-bosta, *Digitonthophagus gazella* (Bianchin et al. 1998). Anteriormente, na década de 1960, a mesma espécie foi introduzida na Austrália como controle biológico e, por ser considerado um exemplo de sucesso, foi introduzido em outros países (Mesquita-Filho et al. 2018). Atualmente, o besouro-rola-bosta está distribuído em quase todo território nacional, em habitats abertos com vegetação herbácea e pastos exóticos (Matavelli & Lousada 2008, Tissiani et al. 2017).

#### 3.3.5. Políticas, governança e instituições

Frequentemente, introduções de espécies no Brasil têm sido atreladas a ações políticas e institucionais voltadas principalmente ao desenvolvimento econômico

ou à mitigação de problemas sociais, onde espécies exóticas surgem, às vezes de maneira equivocada, como alternativa de fonte de renda ou alimento. A partir da década de 1930, o Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS) incentivou ações de introduções de tilápias e tucunarés em açudes e reservatórios da região Nordeste como fonte de proteína para a população da região. Desde então, diversas iniciativas vêm propondo a expansão desse tipo de cultivo em reservatórios, incluindo decretos federais (por exemplo, No. 10.576 14/12/2020). Ainda, há iniciativas que têm como objetivo promover o desenvolvimento do turismo agregando renda a famílias locais, mas que desconsideram os riscos associados a espécies exóticas. Por exemplo, em 2019, o Governo Federal brasileiro, via Embratur, divulgou um plano de afundamento de mais de 1.000 estruturas (navios, tanques, aviões) para criação de recifes artificiais ao longo da costa brasileira com o suposto argumento de gerar atividade turística. Estruturas artificiais no meio marinho podem ser facilitadores da introdução e da dispersão de espécies exóticas, funcionando como trampolins que propiciam a chegada dessas espécies a sistemas naturais marinhos e costeiros. Assim, existe uma grande preocupação com políticas que catalisem a proliferação de EEIs, como por exemplo do coral-sol, na costa brasileira (Miranda et al., 2020).

O turismo traz divisas para o país e aquele realizado em áreas naturais vem crescendo consideravelmente. Entretanto, o turismo agrega pessoas, veículos ou embarcações de diferentes regiões geográficas, que podem trazer em suas vestimentas, pneus, cascos, entre outros, espécies não nativas que podem se tornar invasoras. Em uma revisão sistemática, a maior riqueza e abundância de EEIs foram observadas em locais onde ocorriam atividades turísticas, como por exemplo, passeios a cavalo, caminhadas em trilhas ou esportes aquáticos (Anderson et al., 2015).

Espécies exóticas têm sido introduzidas também como mecanismo de controle biológico com pouco ou nenhum embasamento científico sobre o potencial de invasão dessas espécies. No Brasil, há, por exemplo, recomendações institucionais ao uso do peixe guppy ou lebiste para controle de larvas de *Aedes aegypti*, inseto exótico e vetor da dengue (FUNASA, 2001). A eficácia do uso de espécies exóticas como as citadas acima tem sido questionada pelo alto potencial de estabelecimento das mesmas em comunidades nativas (Azevedo-Santos et al. 2017).

Outros exemplos de políticas institucionais que promoveram e ainda promovem a introdução de espécies exóticas são a ranicultura e a introdução do roedor mocó (*Kerodon rupestris*) no arquipélago de Fernando de Noronha. A ranicultura iniciada no Brasil na década de 1930, se consolidou como um importante mercado a partir dos anos 2000 (Lima & Agostinho 1988), com o apoio de instituições governamentais como a EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) e instituições de pesquisa e Universidades (Cribb et al. 2013). O Brasil é um dos maiores produtores de rã do mundo, mas a produção é baseada na criação da rã-touro, espécie nativa do leste da América do Norte e integrante da lista de 100 das piores invasoras do mundo (Lowe et al. 2000). A falta de controle efetivo, o

manejo inadequado, instalações deficientes e a falência de ranários possibilitaram a introdução da rã-touro por todas as regiões e biomas do país, onde afetam as espécies nativas através da transmissão de doenças, como o fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* e Ranavírus, e da interferência no nicho acústico (Both & Grant 2012, Ruggeri et al. 2019, Santos et al. 2020). No caso do roedor mocó, espécie nativa da Caatinga brasileira, a introdução no arquipélago de Fernando de Noronha (Rosa et al. 2018) se deu por volta da década de 1960 por militares para servir de caça e alimentação. Atualmente a espécie ocupa habitat florestados na ilha (Pimentel 2011).

Nos últimos anos, houve um aumento significativo no interesse em estratégias de remoção de carbono, devido à necessidade urgente de mitigar as mudanças climáticas causadas pelo aumento dos níveis atmosféricos de dióxido de carbono (Mackey et al. 2022). Essas estratégias visam remover o CO<sub>2</sub> da atmosfera, utilizando diversos meios, como aprimorar os sumidouros naturais de carbono através de reflorestamento e de incorporação ao carbono do solo. Entre as iniciativas promovidas, o plantio de árvores tem sido apresentado como uma forma promissora de sequestrar o carbono atmosférico e, assim, reduzir o efeito estufa. Contudo, o plantio de espécies exóticas e potencialmente invasoras pode representar um risco ambiental (Heilmayr et al. 2020). Portanto, a seleção de espécies de árvores adequadamente adaptadas ao local é altamente importante e deve ser considerada pelos tomadores de decisão. A escolha inadequada pode levar à competição com espécies nativas, impactando negativamente a biodiversidade (Abreu & Durigan 2011, Ziller et al. 2019). Além disso, é importante destacar que o uso e a cobertura do solo influenciam consideravelmente na capacidade de armazenamento de carbono orgânico do solo, que pode ser um reservatório ainda maior do que a vegetação. A taxa de decomposição da matéria orgânica do solo e de resíduos vegetais depende da temperatura e do conteúdo de carbono nas folhas, assim como a sua disponibilidade para os decompositores (Bustamante et al. 2012). O plantio de árvores, embora permita o sequestro de carbono na porção acima do solo, frequentemente negligencia esta importante fonte de armazenamento de carbono (Friggens et al. 2020). Sendo assim, é preciso levar em consideração o sequestro de carbono não apenas na parte aérea da vegetação, mas também no solo, ao implementar estas iniciativas de plantio de árvores. O plantio de espécies arbóreas, especialmente se estas forem exóticas invasoras, em áreas onde a vegetação original não é florestal, pode trazer consequências graves para a biodiversidade e para os serviços ecossistêmicos, especialmente aqueles relacionados à produção de água (Honda & Durigan 2016).

Por fim, enquanto algumas ações visando um retorno econômico e social em curto prazo podem ter promovido diretamente a introdução e dispersão de espécies exóticas, as mudanças recentes na lei de licenciamento ambiental (Lei 3729/2004) que simplificam diversos processos, criando a possibilidade de autodeclaração para empreendimentos e a Licença por Adesão e Compromisso, aliadas à parca fiscalização ambiental, podem facilitar a introdução de EEs no extenso território continental brasileiro, assim como de sua Zona Econômica Exclusiva na costa.



### **3.4. Efeitos múltiplos, aditivos ou de interação entre os vetores de mudança que promovem a introdução, o estabelecimento e a disseminação de espécies exóticas invasoras**

#### **3.4.1. Mudanças climáticas, alterações do meio abiótico e perda de biodiversidade**

Um dos impactos globais da atividade humana sobre a biodiversidade se dá por meio da alteração do clima, resultando no aumento da temperatura média global. Além disso, eventos extremos de precipitação (ocasionando secas e enchentes), tempestades e ciclones têm se tornado mais frequentes. O resultado dessas mudanças climáticas é a alteração em diferentes características abióticas dos ambientes, tais como umidade e disponibilidade de água nos ambientes terrestres, e salinidade, concentração de oxigênio dissolvido e pH nos ambientes aquáticos, com impactos diretos para a performance e sobrevivência das espécies. Mudanças abruptas no clima podem resultar na extinção local de espécies que não forem capazes de se adaptar às novas características ambientais. Além disso, espécies com potencial invasor podem ter maior adaptabilidade às novas características ambientais e, logo, colonizar e se estabelecer nesses ecossistemas.

Um efeito importante nos sistemas terrestres do Brasil são períodos de estiagem mais prolongados, com o ressecamento atípico da vegetação, assim levando a um aumento de ocorrência de incêndios em florestas. O fogo é um distúrbio severo que pode levar à morte de diferentes espécies vegetais e animais em florestas tropicais, mas em ambientes savânicos espécies possuem adaptações e populações se regeneram poucos anos após a passagem do fogo (Durigan et al. 2020). A redução no número de espécies residentes devido ao fogo pode facilitar o estabelecimento de EEIs (inclusive gramíneas invasoras; Silvério et al. 2013), que podem ser mais resistentes ao fogo (De Faria et al. 2021). Neste caso, uma retroalimentação entre secas e incêndios favorece o estabelecimento e a invasão por gramíneas exóticas invasoras em florestas (De Faria et al. 2021). Além disso, uma maior ocorrência de incêndios gera cinzas, que podem ser levadas ao ambiente aquático por ação de chuvas e/ou ventos, onde alteram as características abióticas, e pode resultar em perda de biodiversidade de espécies aquáticas. Pesquisas recentes têm demonstrado que as EEIs podem ser mais resistentes à contaminação da água por cinzas. Dessa forma, a chegada desse contaminante à água facilita o estabelecimento de tais espécies como resultado da perda de biodiversidade nativa (Gonino et al. 2019, Yofukuji et al. 2021).

#### **3.4.2. Mudanças no uso da terra, navegação e comércio internacional e extração de recursos**

A expansão urbana e agrícola desenvolvem-se concomitantemente aos meios de deslocamento e estes permitem a manutenção do comércio. Assim, a navegação e o comércio internacional aumentam juntamente com as áreas de expansão urbana, tratando de uma primeira sinergia identificável entre o uso da terra e a navegação, dois vetores diretos relacionados com a disseminação de EEIs. Da mesma forma,

com a alteração no uso da terra, outros vetores são diretamente afetados. O estímulo e acesso à extração de recursos naturais são intensificados, já que se produz demanda por recursos naturais que fomentam o crescimento econômico da sociedade.

Transformações em larga escala foram observadas em todos os biomas do mundo. De 1700 a 2000, a maioria dos ecossistemas terrestres deixaram de ser prístinos e tornaram-se antropogênicos devido às mudanças na paisagem (Ellis et al 2010). Alterações na paisagem podem ser causadas por muitas razões, incluindo atividades antropogênicas, como desmatamento, urbanização, comércio global, movimento humano e desastres naturais. Atividades humanas, em particular, têm um impacto significativo na distribuição e abundância de espécies. A conversão de habitats naturais ou semi-naturais facilita a proliferação de espécies invasoras, e pode promover a redução ou deslocamento de espécies nativas. A influência humana é um fator chave para entender a biogeografia de espécies invasoras no Antropoceno. A humanidade é capaz de selecionar artificialmente, ajudar na adaptação e espalhar as espécies de interesse, seja para cultivo ou criação (Pena-Rodrigues & Lira 2019). Áreas já alteradas podem servir como vetor para espécies invasoras alcançarem novas áreas (Gallardo & VÍla 2019 ).

Tradicionalmente, os modelos de distribuição potencial de espécies invasoras se baseiam apenas em variáveis climáticas para prever a distribuição de espécies invasoras, minimizando a influência humana na distribuição atual e futura dessas espécies. Entretanto, modelos integrados, que incorporam variáveis climáticas e variáveis humanas relacionadas à dispersão de propágulos (como fluxo de transporte em rodovias ou a quantidade de represamentos, por exemplo), aumentarão a previsibilidade dos modelos de distribuição potencial de EEI (Gallardo & VÍla 2019, Franco et al. 2022a).

### **3.4.3. Urbanização, estruturas artificiais, poluição e navegação**

A urbanização tem resultado na substituição dos habitats naturais por estruturas artificiais (Bugnot et al. 2021). Enquanto em habitat naturais as condições que determinam a ocorrência das espécies variam na escala de alguns centímetros ou metros, regiões urbanizadas são normalmente mais homogêneas e similares entre si, independentemente de sua localização no planeta. Com isso, a urbanização acaba por favorecer os mesmos atributos funcionais compartilhados por espécies exóticas invasoras, resultando em uma biota sinantrópica (Olden et al. 2011).

Na região costeira, a construção de portos, píeres, espigões e molhes promove a substituição de habitat naturais por paredes bidimensionais que raramente recriam a complexidade dos substratos naturais na proximidade, permitindo a monopolização de recursos por EEIs que são boas competidoras (Bugnot et al. 2018). Além da simplicidade estrutural, normalmente construções como essas estão associadas a outros distúrbios resultantes da urbanização, como o aumento de

poluentes orgânicos e inorgânicos, criando, portanto, um ambiente altamente seletivo que tende a restringir a ocorrência de espécies nativas menos resistentes (Bulleri & Chapman 2010). Logo, o aumento da disponibilidade do substrato, juntamente com a conectividade promovida pelo trânsito de navios e barcos recreacionais, faz com que essas regiões funcionem como porta de entrada de espécies exóticas e fontes de propágulos reprodutivos que poderão promover a invasão das comunidades nativas (Bulleri & Chapman 2010).

Pelos motivos expostos, não é incomum que em áreas urbanizadas, espécies exóticas invasoras apresentem uma alta taxa reprodutiva e elevada biomassa, causando prejuízos econômicos e influenciando diretamente o funcionamento do ecossistema.

#### **3.4.4. Sobreexploração de recursos naturais, poluição por nutrientes e mudanças no uso da terra**

A sobreexploração de recursos naturais e a poluição dos ambientes pelo excesso de nutrientes são distúrbios que promovem alterações nas cadeias alimentares e nas características físicas e químicas dos mais variados ambientes naturais, podendo facilitar assim o estabelecimento e aumento da distribuição de EEIs. A sobreexploração de recursos naturais é caracterizada pelo uso, extração ou exploração excessiva de um recurso natural para além do seu limiar de sustentabilidade, ou seja, com uma intensidade tal que não é possível a sua recuperação natural. A sobreexploração assume diferentes formas, como a sobrepesca para recursos pesqueiros, sobrecultivo para terras aráveis, a caça, que mesmo sendo ilegal afeta as populações animais, e o sobrepastoreio para recursos vegetais. A sobrepesca em ecossistemas marinhos e de águas continentais no Brasil pode alterar a estrutura das cadeias alimentares, já que a captura é concentrada em algumas poucas espécies, que geralmente desempenham importante papel ecológico (por exemplo, predadores de topo de cadeia), abrindo assim oportunidades para o estabelecimento e/ou expansão da distribuição de EEIs (Hallwass & Silvano 2016). Experimentos revelaram que a redução na abundância de peixes nativos que vivem em ambiente com correnteza e necessitam migrar para poderem se reproduzir (reofílicos), pode facilitar o estabelecimento e a invasão por espécies exóticas na bacia do rio Paraná através do mecanismo conhecido como liberação de predação (*predation release*) (Santos et al. 2009, 2012, 2013). Neste caso, a resistência biótica à invasão seria reduzida porque as espécies predadoras nativas têm suas abundâncias reduzidas. Associado a isso, a degradação de ambientes aquáticos pelo excesso de nutrientes (Seção 3.2.4.1) é outro importante distúrbio que pode amplificar os efeitos da sobreexploração de recursos sobre o estabelecimento dessas espécies indesejadas. Por exemplo, o risco de estabelecimento de uma EEI geralmente é maior em ambientes aquáticos com baixa qualidade da água, pois as EEIs são frequentemente mais tolerantes a ambientes eutrofizados do que espécies nativas (Früh et al. 2012).

A poluição também é uma consequência do aumento de atividades de uso da terra. Na agricultura, os fertilizantes nitrogenados são frequentemente carregados até corpos d'água e promovem alterações em aspectos físico-químicos, bem como nas teias tróficas aquáticas, na riqueza e diversidade em espécies, por consequência na suscetibilidade à invasão destes sistemas. No meio terrestre, o uso de adubos nitrogenados pode causar a acidificação de solos, além do enriquecimento em nitrogênio e fósforo. Chatterjee e Dewanj (2019), estudando uma área urbana cercada por áreas agrícolas, encontraram relação entre o fósforo disponível e a riqueza de plantas exóticas invasoras, o que pode afetar processos de decomposição e a ciclagem de nutrientes nestes ambientes.

#### 3.4.5. Distúrbio, perda de biodiversidade e espécies exóticas

A perda e fragmentação de habitat alteram os processos ecossistêmicos e a disponibilidade de recursos e habitat, o que é conhecido por promover um grande impacto às comunidades nativas (Newbold et al. 2020). Essas alterações no habitat são acompanhadas pela introdução de EEIs e por mudanças na composição da comunidade, que reduzem a riqueza de espécies nativas e a resistência biótica (McKinney 2002, Bellard et al. 2016). Como resultado, há um aumento do número de EEIs e diminuição de espécies sensíveis (Riley et al. 2005). Aliado a isto, em ecossistemas invadidos os impactos de várias espécies exóticas sobre a comunidade nativa podem ser maiores em virtude das interações positivas entre as EEIs. Essa relação ainda não está totalmente esclarecida e, de modo geral, os diferentes resultados observados parecem estar ligados a variações de habitat, nível trófico das EEIs e escala analisada (Oduor et al. 2011, Braga et al. 2018).

Para ambientes terrestres, as observações foram mais exploradas e permitem afirmar, por exemplo, que invasões biológicas por predadores afetam negativamente a riqueza de espécies nativas, enquanto a presença de vertebrados exóticos herbívoros pode afetar positivamente a invasão por plantas exóticas (Oduor et al. 2011, Mollot et al. 2017). Um estudo brasileiro avaliou os potenciais efeitos sinérgicos de espécies exóticas (mexilhão-dourado, *Astronotus crassipinnis* - acará-açu e a planta aquática *Hydrilla verticillata*) na planície do alto rio Paraná, região que sofreu fortes ações antrópicas, culminando em alterações no regime hidrológico e elevado número de EEIs (Braga et al. 2020). Apesar do alto grau de impacto, os autores encontraram apenas evidências de efeitos aditivos, sem interação entre os efeitos das EEIs analisadas. Todavia, experimentos realizados em mesocosmos revelaram que a redução da transparência da água e na abundância de piscívoros nativos pode favorecer a invasão por espécies de peixes exóticos invasores, como o tucunaré, a tilápia e o bagre-do-canal (*Ictalurus punctatus*) na bacia do rio Paraná

(Santos *et al.* 2018). No Rio Paranapanema, o declínio de peixes neotropicais foi relacionado a ambientes com barragens e reservatórios e pouca cobertura florestal (Barros *et al.*, 2023). Porém os autores destacam a necessidade de analisar outras variáveis que possam contribuir para a defaunação ou a combinação sinérgica delas, como por exemplo, a presença de EEIs. Mais estudos são necessários para evidenciar essas relações em nível de comunidade e nos ecossistemas aquáticos continentais e marinhos, onde os experimentos conduzidos têm mostrado resultados contrastantes e altamente dependentes da escala (por exemplo, Thomaz *et al.* 2009, Michelan *et al.* 2013).

### 3.5. Lacunas de conhecimento

Os estudos focados em entender a introdução, estabelecimento e disseminação das EEIs são componentes chaves na elaboração dos planos de manejo e desenvolvimento de políticas públicas para a prevenção e combate das EEIs, porém ainda são escassos (Adelino *et al.* 2021), em especial aqueles que investiguem múltiplos motivadores conjuntamente. Apesar do Brasil ser um dos países mais biodiversos no mundo, poucos estudos investigaram como a biodiversidade nativa pode diminuir o sucesso do estabelecimento e disseminação das EEIs (hipótese da resistência biótica). Há ainda uma carência enorme sobre as origens biogeográficas de espécies no ambiente marinho, de forma que para o manejo dessas áreas são necessários estudos que nos permitam distinguir espécies nativas das exóticas. Atualmente não é incomum que a maior parte das espécies conhecidas para o litoral brasileiro seja classificada como criptogênica, isto é, tem sua origem desconhecida. Surpreendentemente, os efeitos da superexploração de recursos naturais como a sobrepesca, sobrecaça no estabelecimento e expansão das EEIs ainda não foram explorados.

Movimentos migratórios de populações humanas pelas fronteiras internacionais, movendo-se para longe de seus locais de residência, podem ser vetores de introdução, estabelecimento e dispersão de espécies exóticas. De 2011 a 2019, o Brasil recebeu legalmente mais de 1 milhão de imigrantes (OBMigra 2020). Não há estudos que indiquem se tais movimentos acarretaram entrada de espécies exóticas ou se foram observadas EEIs nas áreas de fronteiras ou acampamentos. Maior fiscalização nas fronteiras para se evitar a entrada de EEIs é necessária, porém priorizando-se o espírito humanitário com pessoas que estão em vulnerabilidade.

As unidades de conservação têm recebido cada vez mais, um enorme contingente de turistas de diferentes partes do mundo. Entretanto, o movimento de EEIs propiciado pelo crescimento do turismo não é considerado no âmbito do turismo sustentável ou na contribuição do turismo para a conservação (Hall 2015). Faltam estudos no Brasil que indiquem o efeito do turismo sustentável como vetor de introdução de EEIs, e como de fato o turismo pode contribuir para as unidades de conservação e não ser um elemento de deterioração da biodiversidade.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, R.C.R. & DURIGAN, G. 2011. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecology & Diversity* 4 (2-3): 269-278.
- ADELINO, J.R.P., ANJOS, L. & LIMA, M.R. 2017. Invasive potential of the pied crow (*Corvus albus*) in eastern Brazil: best to eradicate before it spreads. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15 (3):227-233.
- AGOSTINHO, A.A., ORTEGA, J.C.G., BAILLY, D., GRACA, W.J., PELICICE, F.M. & JÚLIO, H.F. 2021. Introduced cichlids in the Americas: distribution patterns, invasion ecology, and impacts. In *The Behavior, Ecology and Evolution of Cichlid Fishes* (M.E. Abate & D.L.G. Noakes, eds). Springer Dordrecht, p.313-361.
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., PELIELICICE, F.M. 2007. *Ecologia e Manejo dos Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá, Eduem, p.501.
- ANDERSON, L.G., ROCLIFFE, S., HADDAWAY, N.R. & DUNN, A.M. 2015. The role of tourism and recreation in the spread of non-native species: a systematic review and meta-analysis. *PLoS one*, 10(10): e0140833.
- ARAÚJO, M.B., ALAGADOR, D. CABEZA, M., NOGUÉS-BRAVO, D. & THUILLER, W. 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters*, 14:484-492.
- AUFFRET, A.G., BERG, J. & COUSINS, S.A.O. 2014. The geography of human-mediated dispersal. *Diversity and Distributions*, 20:1450-1456.
- AZEVEDO-SANTOS, V.M., RIGOLIN-Sá, O., PELICICE, F.M. 2011. Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9:915-919.
- AZEVEDO-SANTOS V.M., VITULE J.R.S., PELICICE F.M., GARCÍA-BERTHOU E. & SIMBERLOFF, D. 2017. Non-native fish to control *Aedes* mosquitoes: a controversial, harmful tool. *BioScience* 67:84-90.
- BARNES, D.K. 2002. Invasions by marine life on plastic debris. *Nature*, 416: 808-809.
- BARROS, A.C.V.F., PEREIRA, A.D., GARCIA, D.A.Z., JARDULI, L.R., VIDOTTO-MAGNONI, A.P. & ORSI, M.L. 2023. Fish defaunation in reservoirs of the Lower Paranapanema River basin, Brazil. *Biota Neotropica*, 22(4).
- BARTH, R.C., WILLIAMS, D.D. & GRIFFITH, J.J. 1988. Reclamation practices at selected Brazilian mines. In *Proceedings of Annual Meeting, American Society for Surface Mining and Reclamation, US Department of Interior, Bureau of Mines*, v.1, p.179-185.
- BAX, N., WILLIAMSON, A., AGUERO, M., GONZALEZ, E. & GEEVES, W. 2003. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine policy*, 27(4): 313-323.
- BD INSTITUTO HÓRUS 2021. Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC. <http://bd.institutohorus.org.br>. Acesso em 09/10/22.
- BELLARD, C., LEROY, B., THUILLER, W. RYSMAN, J.F. & COURCHAMP, F. 2016. Major drivers of invasion risks throughout the world. *Ecosphere*, 7(3): e01241.
- BIANCHIN, I., ALVES, R.G. & KOLLER, W.W. 1998. Efeito de carrapaticidas/inseticidas “pour-on” sobre adultos do besouro coprófago africano *Onthophagus gazella* Fabr.(Coleoptera: Scarabaeidae). *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, 27:275-279.
- BOLTOVSKOY, D. & CORREA, N. 2015. Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. *Hydrobiologia*, 746(1):81-95.
- BOLTOVSKOY, D., CORREA, N., CATALDO, D. & SYLVESTER, F. 2006. Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions*, 8(4):947-963.
- BOMFIM, F., MANTOVANO, T., SCHWIND, L.T.F., PALAZZO, F., BONECKER, C.C. & LANSAC-TÔHA, F.A. 2016. Geographical spread of the invasive species *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879) and *K. bostoniensis* [Rousslet, 1908]: A scientometric approach. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 38(1):29-36.

- BONVICINO, C.R., D'ANDREA, P.S. & LEMOS, E.R.S. 2007. Inventário de pequenos mamíferos não voadores de Pedreira, São Paulo. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia* 49: 6-7.
- BOTH, C. & GRANT, T. 2012. Biological invasions and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs. *Biology Letters*, 8(5):714-716.
- BOTH, C., LINGNAU, R., SANTOS JR, A., MADALOZZO, B., LIMA, L.P., GRANT, T. 2011. Widespread occurrence of the American Bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), in Brazil. *South American Journal of Herpetology* 6(2): 127-134.
- BRAGA, R.R., GÓMEZ-APARICIO, L., HEGER, T., VITULE, J.R.S. & JESCHKE, J.M. 2018. Structuring evidence for invasional meltdown: broad support but with biases and gaps. *Biological Invasions*, 20(4):923-936.
- BRAGA, R.R., RIBEIRO, V.M., PADIAL, A.A. et al. 2020. Invasional meltdown: an experimental test and a framework to distinguish synergistic, additive, and antagonistic effects. *Hydrobiologia* 847:1603-1618.
- BUGNOT, A.B., MAYER-PINTO, M., AIROLDI, L., HEERY, E.C., JOHNSTON, E.L., CRITCHLEY, L.P., ... & DAFFORN, K.A. 2021. Current and projected global extent of marine built structures. *Nature Sustainability*, 4(1):33-41.
- BUGNOT, A.B., MAYER-PINTO, M., JOHNSTON, E. L., SCHAEFER, N., & DAFFORN, K.A. 2018. Learning from nature to enhance Blue engineering of marine infrastructure. *Ecological Engineering*, 120:611-621.
- BULLERI, F. & CHAPMAN, M.G. 2010. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47:26-35.
- BUSTAMANTE, M.M.C., DE BRITO, D.Q., KOZOVITS, A.R. et al. 2012. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). *Plant Ecology*, 213:795-808.
- BUSTAMANTE, M.M.D., NARDOTO, G.B., PINTO, A.D.S., RESENDE, J.C.F., TAKAHASHI, F.S.C., & VIEIRA, L.C.G. 2012. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, 72:655-671.
- CÁCERES, N.C. & MONTEIRO-FILHO, E.L. 2001. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36(2):85-92.
- CAPEL, K.C.C., CREED, J., KITAHARA, M.V. et al. 2019. Multiple introductions and secondary dispersion of *Tubastraea* spp. in the Southwestern Atlantic. *Scientific Reports*, 9:13978.
- CARDINALE, B.J., DUFFY, J.E., GONZALEZ, A., HOOPER, D.U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G.M., TILMAN, D., WARDLE, D.A., KINZIG, A.P., DAILY, C.G., LOREAU, M., GRACE, J.B., LARIGAUDERIE, A., SRIVASTAVA, S., NAEEM, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486:59-67.
- CARLTON, J.T. & GELLER, J.B. 1993 Ecological roulette: the global transport of non-indigenous marine organisms. *Science*, 261:78-82.
- CARLTON, J.T. 1999. Molluscan invasions in marine and estuarine communities. *Malacologia*, 41(2):439-454.
- CARVALHO, P.E.R. 1994. Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunberg). EMBRAPA-CNP-Florestas, 24p. (EMBRAPA-CNP-Florestas. Circular Técnica, 23).
- CASIMIRO, A.C.R., GARCIA, D.A.Z., VIDOTTO-MAGNONI, A.P., BRITTON, J.R., AGOSTINHO, Â.A., ALMEIDA, F.S.D. & ORSI, M.L. 2018. Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 35.
- CASTRO, C.B., & PIRES, D.O. 2001. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. *Bulletin of Marine Science*, 69(2):357-371.
- CHARVET, P., OCCHI, T.V.T., FARIA, L., CARVALHO, B., PEDROSO, C.R., CARNEIRO, L., ... & VITULE, J.R.S. 2021. Tilapia farming threatens Brazil's waters. *Science*, 371(6527):356-356.
- CHATTERJEE, S., & DEWANJI, A. 2019. Soil Nutrients Can Influence Exotic Species Richness in Urban Areas: A Case Study from the City of Kolkata. *American Journal of Plant Sciences*, 10(11):2052-2069.

- CHEIDA, C.C. 2005. Dieta e dispersão de sementes pelo lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger 1815) em uma área com campo natural, Floresta Ombrófila Mista e silvicultura, Paraná, Brasil. <https://www.acervodigital.ufpr.br/handle/1884/25511>
- COBIÁN-ROJAS, D., SCHMITTER-SOTO, J.J., AGUILAR BETANCOUR, C.M., AGUILAR-PERERA, A., RUIZ-ZÁRATE, M., GONZÁLEZ-SANSÓN, G., CHEVALIER MONTEAGUDO, P.P., HERRERA PAVÓN, R., GARCÍA RODRIGUEZ, A., CORRDA WONG, R.I., CABRERA GUERRA, D., SALVAT TORRES, H.; PERERA VALDERRAMA, S. 2018. The community diversity of two Caribbean MPAs invaded by lionfish does not support the biotic resistance hypothesis. *Journal of Sea Research*, 134:26-33.
- COSTA, F., PORTER, F.H., RODRIGUES, G., FARIAS, H., DE FARIA, M.T., WUNDER, E. A., ... & CHILDS, J.E. 2014. Infections by *Leptospira interrogans*, Seoul virus, and *Bartonella* spp. among Norway rats (*Rattus norvegicus*) from the urban slum environment in Brazil. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 14(1):33-40.
- COSTA, H.S.M. & MONTE-MÓR, R.L.M. 2002. Urbanization & environment. In Hogan; D. J.; Berquó, E.; Costa, H. S. M. (Orgs.). *Population and environment in Brazil*. 2ª ed. Campinas: CNPD, Abep, Nepo.
- CREED, J.C. 2006. Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. *Coral Reefs*, 25(3):350-350.
- CREED, J.C., FENNER, D., SAMMARCO, P., CAIRNS, S., CAPEL, K., JUNQUEIRA, A.O., ... & OIGMAN-PSZCZOL, S. 2017. The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. *Biological Invasions*, 19(1):283-305.
- CRIBB, A.Y., AFONSO, A.M. & MOSTÉRIO, C.M.F. 2013. Manual técnico de ranicultura. Embrapa, Brasília, 73.
- CROOKS, J.A., CHANG, A.L. & RUIZ, G.M. 2011. Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions*, 13(1):165-176.
- CUNHA, A.A., VIEIRA, M.V. & GRELE, C.E. 2006. Preliminary observations on habitat, support use and diet in two non-native primates in an urban Atlantic forest fragment: The capuchin monkey (*Cebus* sp.) and the common marmoset (*Callithrix jacchus*) in the Tijuca forest, Rio de Janeiro. *Urban Ecosystems*, 9(4):351-359.
- DA SILVA, I.C.B., SOMAVILLA, A., SOARES, V.M. et al. 2022. Potential phytoremediation of Pampa biome native and invasive grass species cohabiting vineyards contaminated with Cu in Southern Brazil. *Environ Sci Pollut Res*, 29(56):85376-85388.
- DE FARIA, B.L., STAAL, A., SILVA, C.A., MARTIN, P.A., PANDAY, P.K. & DANTAS, V.L. 2021. Climate change and deforestation increase the vulnerability of Amazonian forests to post-fire grass invasion. *Global Ecology and Biogeography*, 00:1– 14.
- DECHOUM, M.S., SÜHS, R.B., DE MELO FUTADA, S. & ZILLER, S.R. 2021. Distribution of invasive alien species in Brazilian ecoregions and protected areas. *Invasive Alien Species: Observations and Issues from Around the World*, 4:24-42.
- DECKER, K., ALLEN, C., ACOSTA, L., HELLMAN, M., JORGENSEN, C., STUTZMAN, R., ... YANS, M. 2012. Land Use, Landscapes, and Biological Invasions. *Invasive Plant Science and Management*, 5(1):108-116.
- DIEZ, M.E., LANA, P.D.C., GILARDONI, C., MAGALHÃES, A.R.M., & CREMONTE, F. 2022. Effects of Farming Conditions on Infestation of Oysters by Shell-Boring Annelids. *Journal of Shellfish Research*, 41(2):195-200.
- DOMINATI, E., PATTERSON, M. & MACKAY, A. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol. Econ.*, 69(9): 1858–1868.
- DUKES, J.S. & MOONEY, H.A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders?. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(4):135-139.
- DURIGAN, G., PILON, N.A., ABREU, R.C., HOFFMANN, W.A., MARTINS, M., FIORILLO, B. F., ... & VASCONCELOS, H.L. 2020. No net loss of species diversity after prescribed fires in the Brazilian savanna. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3:13.
- EARLY, R., BRADLEY, B.A., DUKES, J.S., LAWLER, J.J., OLDEN, J.D., BLUMENTHAL, D.M., GONZALEZ, P., GROSHOLZ, E.D., IBAÑEZ, I., MILLER, L.P., SORTE, C.J.B. & TATEM, A.J. 2016. Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, 7: 12485.



- ELLIS, E.C., KLEIN GOLDEWIJK, K., SIEBERT, S., LIGHTMAN, D. & RAMANKUTTY, N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19:589-606.
- ELTON, C.S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen.
- ENGELHARDT, K.A. 2011. Eutrophication aquatic. In: Simberloff, D., Rejmánek, M. (eds), *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press, Berkeley, USA, p.209-213.
- EPANCHIN-NIELL, R.S., HUFFORD, M.B., ASLAN, C.E., SEXTON, J.P., PORT, J.D., WARING, T.M. 2009. Controlling invasive species in complex social landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(4):210-216.
- ESSL, F., LENZNER, B., BACHER, S., BAILEY, S., CAPINHA, C., DAEHLER, C., ... & ROURA-PASCUAL, N. 2020. Drivers of future alien species impacts: An expert-based assessment. *Global Change Biology*, 26(9):4880-4893.
- FARIA, L.C. & KITAHARA, M.V. 2020. Invasive corals hitchhiking in the Southwestern Atlantic. *Ecology*, 101(8):1-3.
- FARIA, G.M.M., ROSA, C.A., CORRÊA, G.L.C., PUERTAS, F., JIMÉNEZ, K.M.O., PERILLO, L.N., ... & PASSAMANI, M. 2016. Geographic distribution of the European hare (*Lepus europaeus*) in Brazil and new records of occurrence for the Cerrado and Atlantic Forest biomes. *Mammalia*, 80(5):497-505.
- FARRAPEIRA, C.M.R., TENÓRIO, D.O. & AMARAL, F.D. 2011. Vessel biofouling as an inadvertent vector of benthic invertebrates occurring in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 62.4:832-839.
- FAVARO, S.P., MIRANDA, C.H.B. 2013. Aproveitamento de espécies nativas e seus coprodutos no contexto de biorrefinaria. Brasília, DF: Embrapa Agroenergia, p.38, (Documentos / Embrapa Agroenergia, ISSN 2177- 4439 ; 14).
- FERRÃO, J. E. 1993. *The adventure of plants and the Portuguese discoveries* (No. Ed. 2). Instituto de Investigação Científica Tropical, Comissão Nacional para as Comemorações dos Descobrimentos Portugueses and Fundação José Berardo.
- FERREIRA, C.E.L., GONÇALVES, J.E.A. & COUTINHO, R. 2006. Ship hulls and oil platforms as potential vectors to marine species introduction. *Journal of Coastal Research* 39:1340-1345.
- FERREIRA, C.L.E., JUNQUEIRA, A.O.R., VILLAC, M.C. LOPES, R.M. 2009. Marine bioinvasions in the Brazilian coast: brief report on history of events, vectors, ecology, impacts and management of non-indigenous species. In: *Biological invasions in marine ecosystems*, 459-477. G. Rilov, J.A. Crooks (eds.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- FERREIRA, C.E.L., LUIZ, O.J.L., FLOETER, S.R., LUCENA, M.L., BARBOSA, M.C., ROCHA, C.R., ROCHA, L.A. 2015. First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS one*, 10(4): e0123002.
- FONSECA E., BOTH, C. & CECHIN S.Z. 2019. Introduction pathways and socio-economic variables drive the distribution of alien amphibians and reptiles in a megadiverse country. *Diversity and Distributions*, 25:1130-1141.
- FORNECK, S.C., DUTRA, F.M., DE CAMARGO, M.P., VITULE, J.R.S. & CUNICO, A.M. 2020. Aquaculture facilities drive the introduction and establishment of non-native *Oreochromis niloticus* populations in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, 848:1955-1966.
- FORTI L.R., BECKER C.G., TACIOLI L., PEREIRA V.R., SANTOS A.C.F.A., OLIVEIRA I., HADDAD C.F.B., TOLEDO L.F. 2017. Perspectives on invasive amphibians in Brazil. *Plos One*, 12(9):e0184703.
- FRANCO, A.C.S., LORINI, M.L., MINSKY, E.M.C., FIGUEIREDO, M.S.L., SANTOS, L.N. 2022a. Far beyond the Amazon: global distribution, environmental suitability, and invasive potential of the two most introduced peacock bass. *Biological Invasions*, 24:2851-2872.
- FRANCO, A.C.S., PETRY, A.C., TAVARES, M.R., GUIMARAES, T.F.R., SANTOS, L.N. 2022b. Global distribution of the South American peacock basses *Cichla* spp. follows human interference. *Fish and Fisheries*, 23:407-421.
- FRANCO-MORAES, J., CLEMENT, C.R., DE OLIVEIRA, J.C. & DE OLIVEIRA, A.A. 2021. A framework for identifying and integrating sociocultural and environmental elements of indigenous peoples' and local communities' landscape transformations. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(2):143-152.
- FRIDLEY, J.D., STACHOWICZ, J.J., NAEEM, S., SAX, D.F., SEABLOOM, E.W., SMITH, M.D., STOHLGREN, T.J., TILMAN, D. & VON HOLLE, B. 2007. The invasion paradox: Reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88(1):3-17.

- FRIGGENS, N.L., HESTER, A.J., MITCHELL, R.J., PARKER, T.C., SUBKE, J.A. & WOOKEY, P.A. 2020. Tree planting in organic soils does not result in net carbon sequestration on decadal timescales. *Global Change Biology*, 26(9):5178-5188.
- FRÜH, D., STOLL, S., & HAASE, P. 2012. Physico-chemical variables determining the invasion risk of freshwater habitats by alien mollusks and crustaceans. *Ecology and Evolution*, 2(11):2843-2853.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. 2016. Relatório anual 2016, p.101.
- GALLARDO, B & VILA, L. 2019. Human influence, key to understand the biogeography of invasive species in the Anthropocene. CIG [Internet]. 2019 Jun. 18 [cited 2023 May 29];45(1):61-86. Available from: <https://publicaciones.unirioja.es/ojs/index.php/cig/article/view/3627>
- GARCÍA-GÓMEZ, J.C., GARRIGÓS, M. & GARRIGÓS, J. 2021. Plastic as a vector of dispersion for marine species with invasive potential. A review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9:629756.
- GASTAUER, M., RAMOS, S.J., CALDEIRA, C.F. & SIQUEIRA, J.O. 2021. Reintroduction of native plants indicates the return of ecosystem services after iron mining at the Urucum Massif. *Ecosphere*, 12(11):e03762.
- GIORIA, M. & OSBORNE, B.A. 2014. Resource competition in plant invasions: emerging patterns and research needs. *Frontiers in Plant Science*, 5:501.
- GOLLASCH S. 2007. International collaboration on marine bioinvasions–The ICES response. *Marine Pollution Bulletin*, 55(7-9):353-359.
- GOMES, L.E.O. & DA SILVA, E.C. 2020. Drought periods driving bioinvasion on hard substrates at a tropical estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 160: 111563.
- GONINO, G.M., FIGUEIREDO, B.R., MANETTA, G.I., ALVES, G.H.Z. & BENEDITO, E. 2019. Fire increases the productivity of sugarcane, but it also generates ashes that negatively affect native fish species in aquatic systems. *Science of the Total Environment*, 664:215-221.
- GUIMARÃES-SILVA, R., ZENNI, R.D., ROSSE, V.P., BASTOS, L.S. & VAN DEN BERG, E. 2020. Landscape-level determinants of the spread and impact of invasive grasses in protected areas. *Biological Invasions*, 22(10):3083-3099.
- HACK, R.O.E., SANTOS, J.J.S., OLIVEIRA, M.B., LIPSKI, B. & MARGARIDO, T.C.C. 2017. O muriqui-do-sul (*Brachyteles arachnoides*) como espécie-chave para conservação da biodiversidade do Vale do rio Ribeira do Iguape, Estado do Paraná. In: Anais do XVII Congresso Brasileiro de Primatologia, 21–25 August 2017. Pirinópolis, GO, Brazil.
- HAHN, A.T., ROSA, C.A., BAGER, A., & KRAUSE, L. 2014. Dietary variation and overlap in D'Orbigny's slider turtles *Trachemys dorbigni* (Duméril and Bibron 1835) (Testudines: Emydidae). *Journal of Natural History*, 48(11-12):721-728.
- HALL, C.M. 2015. Tourism and biological exchange and invasions: a missing dimension in sustainable tourism?. *Tourism Recreation Research*, 40(1):81-94..
- HALLWASS, G. & SILVANO, R.A. 2016. Patterns of selectiveness in the Amazonian freshwater fisheries: implications for management. *Journal of environmental planning and management*, 59(9):1537-1559.
- HEILMAYR, R., ECHEVERRIA, C. & LAMBIN, E.F. 2020. Impacts of Chilean forest subsidies on forest cover, carbon and biodiversity. *Nature Sustainability*, 3:701-709.
- HEGEL, C.G.Z., FARIA, G.M.M., RIBEIRO, B., SALVADOR, C.H., ROSA, C., PEDROSA, F., BATISTA, G., SALES, L.P., WALLAU, M., FORNEL, R., AGUIAR, L.M.S. 2022. Invasion and spatial distribution of wild pigs (*Sus scrofa* L.) in Brazil. *Biological Invasions*, 24:3681-3692.
- HELLMANN, J.J., BYERS, J.E., BIERWAGEN, B.G., & DUKES, J.S. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation biology*, 22(3):534-543.
- HENDGES, C. D., FORTES, V. B., & DE SÁ DECHOUM, M. 2012. Consumption of the invasive alien species *Hovenia dulcis* Thumb.(Rhamnaceae) by *Sapajus nigritus* Kerr, 1792 in a protected area in southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 14(1, 2, 3).
- HERMES-SILVA, S., RIBOLLI, J., ÁVILA-SIMAS, S.D., ZANIBONI-FILHO, E., CARDOSO, G. F.M., & NUÑER, A.P.D.O. 2021. *Limnoperna fortunei* - Updating the geographic distribution in the Brazilian watersheds and mapping the regional occurrence in the Upper Uruguay River basin. *Biota Neotropica*, 21(3).

- HIXON, M. A., GREEN, S. J., ALBINS, M. A., AKINS, J. L., & MORRIS JR, J. A. 2016. Lionfish: a major marine invasion. *Marine Ecology Progress Series*, 558: 161-165.
- HONDA, E.A. & DURIGAN, G. 2016. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. *Phil. Trans. R. Soc.* B3712015031320150313.
- HOWARD, G. & ZILLER, S. 2008. Alien alert – plants for biofuel may be invasive. *Bioenergy Business*, july/august: 14-16.
- HULME, P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46(1):10-18.
- JESCHKE, J.M. & GENOVESI, P. 2011. Do biodiversity and human impact influence the introduction or establishment of alien mammals? *Oikos*, 120:57-64.
- JOHNSON, P.T., OLDEN, J.D. & VANDER ZANDEN, M.J. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and Environment*, 6:357-363.
- JÚLIO JR, H.F., TÓS, C.D., AGOSTINHO, A.A. & PAVANELLI, C.S. 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology*, 7: 709-718.
- KAPITZA, K., ZIMMERMANN, H., MARTIN-LOPEZ, B. & VON WEHRDEN, H. 2019. Factors driving social perceptions of invasive species: a systematic literature review. *NeoBiota*, 43:47-63.
- KAREIVA, P., WATTS, S., MCDONALD, R. & BOUCHER, T. 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science*, 316(5833): 1866-1869.
- KENT, R.B. 1988. The Introduction and Diffusion of the African Honeybee in South America. *Yearbook of the Association of Pacific Coast Geographers*, 50:21-43.
- KERR, W.E. 1967. The history of introduction of African bees to Brazil. *South African Bee Journal*, 39(2):3-5.
- KOLBE, J.J.; GLOR, R.E.; SCHETTINO, L.R.; LARA, A.C.; LARSON, A. & LOSOS, J.B. 2004. Genetic variation increases during biological invasion by a Cuban lizard. *Nature*, 431:177-181.
- LAGES, B. G., FLEURY, B. G., PINTO, A. C., & CREED, J. C. 2010. Chemical defenses against generalist fish predators and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*. *Marine Ecology*, 31(3):473-482.
- LATINI, A.O., MORMUL, R.P., GIACOMINI, H.C., DI DARIO, F., VITULE, J.R.S., REIS, R.E., ... & VIDAL, N. 2021. Brazil's new fish farming Decree threatens freshwater conservation in South America. *Biological Conservation*, 263:109353.
- LAVOIE, D.M., SMITH, L.D., & RUIZ, G.M. 1999. The potential for intracoastal transfer of non-indigenous species in the ballast water of ships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48(5):551-564.
- LAZZAROTTO, H., & CARAMASCHI, É. P. 2009. Introduction of rainbow trout in Brazil: history, law, and current trends. *Oecologia Australis*, 13(4):649-659.
- LESSA, I., GUIMARÃES, T.C.S., BERGALLO, H.G., CUNHA, A. & VIEIRA, E.M. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza & Conservação*, Curitiba, 14(2):46-56.
- LEVINE, J.M. & D'ANTONIO, C.M. 1999. Elton Revisited: A Review of Evidence Linking Diversity and Invasibility. *Oikos*, 87(1):15-26.
- LIMA, E.M, DECHOUM, M.S. & CASTELLANI, T.T. 2015. Native seed dispersers may promote the spread of the invasive Japanese raisin tree (*Hovenia dulcis* Thunb.) in seasonal deciduous forest in southern Brazil. *Tropical Conservation Science*, 8(3):846-862.
- LIMA S.L. & AGOSTINHO C.A. 1988. *A Criação de Rãs*. 2 ed. Editora Globo, São Paulo.
- LONG, J.L. 2003. *Introduced mammals of the world: their history distribution and influence*. Collingwood: CSIRO.
- LOUBACK-FRANCO, N., DAINEZ-FILHO, M.S., SOUZA, D.C. & THOMAZ, S.M. 2020. A native species does not prevent the colonization success of an introduced submerged macrophyte, even at low propagule pressure. *Hydrobiologia*, 847:1619-1629.

- LOWE, S. et al. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), p.12.
- LUIZ, O.J., DOS SANTOS, W.C., MARCENIUK, A.P., ROCHA, L.A., FLOETER, S.R., BUCK, C.E., ... & FERREIRA, C.E. 2021. Multiple lionfish (*Pterois* spp.) new occurrences along the Brazilian coast confirm the invasion pathway into the Southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 23(10):3013-3019.
- MACKAY, B., MOOMAW, W., LINDENMAYER, D. & KEITH, H. 2022. Net carbon accounting and reporting are a barrier to understanding the mitigation value of forest protection in developed countries. *Environmental Research Letters*, 17(5):054028.
- MAGALHÃES, A.L.B., BEZERRA, L.A.V., DAGA, V.S., PELICICE, F.M., VITULE, J.R. & BRITO, M.F. 2021a. Biotic differentiation in headwater creeks after the massive introduction of non-native freshwater aquarium fish in the Paraíba do Sul River basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 19(03).
- MAGALHÃES, A.L., AZEVEDO-SANTOS, V.M., & PELICICE, F.M. 2021b. Caught in the act: Youtube™ reveals invisible fish invasion pathways in Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 37(1):125-128.
- MANTELATTO, M.C., DA SILVA, A.G., DOS SANTOS LOUZADA, T., MCFADDEN, C.S. & CREED, J.C. 2018. Invasion of aquarium origin soft corals on a tropical rocky reef in the southwest Atlantic, Brazil. *Marine pollution bulletin*, 130:84-94.
- MANTELATTO, M.C.; PÓVOA, A.A.; SKINNER, L.F.; ARAUJO, F.V. & CREED, J.C. 2020. Marine litter and wood debris as habitat and vector for the range expansion of invasive corals (*Tubastraea* spp.). *Marine Pollution Bulletin*, 160:111659.
- MARAGOUDAKI, L., ATSONIOS, K., KOURKOUMPAS, D-S. & GRAMMELIS, P. 2022. Process integration and scale up considerations of *Typha domingensis* macrophyte bioconversion into ethanol. *Biochemical Engineering Journal*, 181: 108404.
- MARQUES, N.C., MACHADO, R.B., AGUIAR, L.M., MENDONÇA-GALVÃO, L., TIDON, R., VIEIRA, E.M., et al. 2022. Drivers of change in tropical protected areas: Long-term monitoring of a Brazilian biodiversity hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 20(2):69-78.
- MATAVELLI, R.A. & LOUZADA, J.N.C. 2008. Invasão de áreas de savana intra-amazônicas por *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787) (Insecta: Coleoptera: Scarabaeidae). *Acta Amazonica*, 38:153-158.
- MCKINNEY, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52: 883-890
- MCKINNEY, M.L. 2006a. Correlated non-native species richness of birds, mammals, herptiles and plants: scale effects of area, human population and native plants. *Biological Invasions*, 8:415-425.
- MCKINNEY, M.L. 2006b. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3):247-260.
- MELO, E.P.D., SIMIAO-FERREIRA, J., MELO, H.P.D., GODOY, B.S., DAUD, R.D., BASTOS, R.P. & SILVA, D.P. 2021. Exotic species are perceived more than native ones in a megadiverse country as Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 93.
- MENEZES, N.M., MCFADDEN, C.S., MIRANDA, R.J., NUNES, J.A.C.C., LOLIS, L., BARROS, F., SAMPAIO, C.L.S. & PINTO T.K. 2021. New non-native ornamental octocorals threatening a South-west Atlantic reef. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 101:911-917.
- MESQUITA-FILHO, W. FLECHTMANN, C.A., GODOY, W. & BJORNSTAD, O.N. 2018. The impact of the introduced *Digitonthophagus gazella* on a native dung beetle community in Brazil during 26 years. *Biological Invasions*, 20:963-979.
- MEYERSON, F. A., MERINO, L., & DURAND, J. 2007. Migration and environment in the context of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(4):182-190.
- MICHELAN, T.S.; THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. 2013. Native macrophyte density and richness affect the invasiveness of a tropical poaceae species. *Plos One*, 8:e60004.

- MIRANDA, R.J., NUNES, J.A.C.C., CREED, J.C., BARROS, F., MACIEIRA, R.F., SANTOS, R.G., LIMA, G.L., PONTES, A.V.F., SILVA, L.G.F.C., CORDEIRO, R.T., SAMPAIO, C.L.S., PINTO, T.K., MALHADO, A.C.M., LADLE, R. & PEREIRA, P. 2020. Brazil policy invites marine invasive species. *Science*, 368:481.
- MIRANDA, R.J., CRUZ, I.C.S. & BARROS, F. 2016a. Effects of the alien coral *Tubastraea tagusensis* on native coral assemblages in a southwestern Atlantic coral reef. *Marine Biology*, 163(45):1-12.
- MIRANDA, R.J., COSTA, Y., LORDERS, F.L., NUNES, J. & BARROS, F. 2016b. New records of the alien cup-corals (*Tubastraea* spp.) within estuarine and reef systems in Todos os Santos Bay, Southwestern Atlantic. *Marine Biodiversity Records*, 9(1):1-6.
- MODESTO, T.C. & BERGALLO, H.G. 2008. Ambientes diferentes, diferentes gastos do tempo entre atividades: o caso de dois grupos mistos do exótico *Callithrix* spp. na Ilha Grande, RJ, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 3(3):112-118.
- MOLLOT, G., PANTEL, J.H., & ROMANUK, T.N. 2017. The effects of invasive species on the decline in species richness: a global meta-analysis. In *Advances in ecological research*, Academic Press, 56, p.61-83.
- MUNIZ, C.M., GARCÍA-BERTHOU, E., GANASSIN, M.J.M., AGOSTINHO, A.A. & GOMES, L.C. 2020. Alien fish in neotropical reservoirs: assessing multiple hypotheses in invasion biology. *Ecological Indicators*, 121:107034.
- NAÇÕES UNIDAS. 2018. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. New York, NY: United Nations.
- NEWBOLD, T., BENTLEY, L.F., HILL, S.L., EDGAR, M.J., HORTON, M., SU, G., ... & PURVIS, A. 2020. Global effects of land use on biodiversity differ among functional groups. *Functional Ecology*, 34(3):684-693.
- NOAA. National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program. 2017. Report on Marine Debris as a Potential Pathway for Invasive Species. Silver Spring, MD: National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program.
- OBMigra. 2020. Observatório das Migrações Internacionais. Resumo Executivo. [https://portaldeimigracao.mj.gov.br/images/dados/relatorio-anual/2020/Resumo%20Executivo%20\\_Relat%C3%B3rio%20Anual.pdf](https://portaldeimigracao.mj.gov.br/images/dados/relatorio-anual/2020/Resumo%20Executivo%20_Relat%C3%B3rio%20Anual.pdf)
- ODUOR, A.M., LANKAU, R.A., STRAUSS, S.Y. & GÓMEZ, J.M. 2011. Introduced *Brassica nigra* populations exhibit greater growth and herbivore resistance but less tolerance than native populations in the native range. *New Phytologist*, 191: 536-544.
- OJAVEER, H., GALIL, B.S., CARLTON, J.T., ALLEWAY, H., GOULLETQUER, P., LEHTINIEMI, M., ... & ZAIKO, A. 2018. Historical baselines in marine bioinvasions: Implications for policy and management. *Plos one*, 13(8):e0202383.
- OLDEN, J.D., LOCKWOOD, J.L. & PARR, C.L. 2011. Biological invasions and the homogenization of faunas and floras. In *Conservation Biogeography*. (eds. Ladle, R. J. & Whittaker, R.), Wiley-Blackwell, p.224-243.
- OLIVEIRA C.H.S. 2012. Ecologia e Manejo de javali (*Sus scrofa* L.) na América do Sul. Dissertation, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- OLIVEIRA, M.D., TAKEDA, A.M., DE BARROS, L.F., BARBOSA, D.S. & DE RESENDE, E.K. 2006. Invasion by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) of the Pantanal wetland, Brazil. *Biological Invasions*, 8(1):97-104.
- OLIVEIRA, M.D., HAMILTON, S.K. & JACOBI, C.M. 2010. Forecasting the expansion of introduction the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in Brazilian and North American rivers based on its occurrence in the Paraguay River and Pantanal wetland of Brazil. *Aquatic Invasions*, 5(1):59-73.
- OLIVEIRA, M.D., CALHEIROS, D.F., JACOBI, C.M., & HAMILTON, S.K. 2011. Abiotic factors controlling the establishment and abundance of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei*. *Biological invasions*, 13(3):717-729.
- OLIVEIRA, J.C., CASTRO, T.M., VRCIBRADIC, D., DRAGO, M.C & PRATES, I. 2018. A second Caribbean anole lizard species introduced to Brazil. *Herpetology Notes*, 11:761-764.
- OLIVEIRA, J.C., GONZALEZ, R.C., PASSOS, P., VRCIBRADIC, D. & ROCHA, C.F.D. 2020. Non-Avian Reptiles of the state of Rio de Janeiro, Brazil: status of knowledge and commented list. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 60.
- OLIVEIRA, T.E., FREITAS, D.S., GIANEZINI, M., RUVIARO, C.F., ZAGO, D., MÉRCIO, T.Z., DIAS, E.A., LAMPERT, V.N. & BARCELLOS, J.O.J. 2017. Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. *Land Use Policy*, 63:394-400.

- ORICCHIO, F.T., MARQUES, A.C., HAJDU, E., PITOMBO, F.B., AZEVEDO, F., PASSOS, F.D., VIEIRA, L.M., STAMPAR, S.N., ROCHA, R.M. & DIAS, G.M. 2019. Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 146:884-892.
- ORSI, M. L. & AGOSTINHO, A. A. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16: 557-560.
- OVERBECK, G.E., HERMANN, J.M., ANDRADE, B.O., BOLDRINI, I.I., KIEHL, K., KIRMER, A., KOCH, C., KOLLMANN, J., MEYER, S.T., MÜLLER, S.C., NABINGER, C., PILGER, G.E., TRINDADE, J.P.P., VÉLEZ-MARTIN, E., WALKER, E.A., ZIMMERMANN, D.G. & PILLAR, V.D., 2013. Restoration ecology in Brazil - Time to step out of the forest. *Nat. Conserv.*, 11:92-95.
- PADILLA, D.K & WILLIAMS, S.L. 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(3):131-138.
- PARESCHI, D.C., MATSUMURA-TUNDISI, T., MEDEIROS, G.R., LUZIA, A.P. & TUNDISI, J.G. 2008. First occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in the Rio Tietê watershed (São Paulo State, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 68:1107-1114.
- PEDROSA, F., BERCÊ, W., COSTA, V.E., LEVI, T. & GALETTI, M. 2021. Diet of invasive wild pigs in a landscape dominated by sugar cane plantations. *Journal of Mammalogy*, 102(5):1309-1317.
- PENA-RODRIGUES, P.J.F. & LIRA, C.F. 2019. The Bio-Evolutionary Anthropocene Hypothesis: Rethinking the Role of Human-Induced Novel Organisms in Evolution. *Biol Theory* 14:141-150.
- PEREIRA, A.D. et al. 2020. Modeling the geographic distribution of *Myocastor coypus* (Mammalia, Rodentia) in Brazil: Establishing priority areas for monitoring and an alert about the risk of invasion. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 55:139-148.
- PERES, C. K., LAMBRECHT, R. W., TAVARES, D. A. & DE CASTRO, W. A. C. 2018. Alien Express: The threat of aquarium e-commerce introducing invasive aquatic plants in Brazil. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4):221-227.
- PETRUZZELLA, A. MANSCHOT, J., VAN LEEUWEN, C.H.A., GRUTTERS, B.M.C. & BAKKER, E.S. 2018. Mechanisms of invasion resistance of aquatic plant communities. *Frontiers in Plant Science*, 9:134.
- PETRUZZELLA, A., RODRIGUES, T.A.S.S.R., VAN LEEUWEN, C.H.A., ESTEVES, F.A., FIGUEIREDO-BARROS, M.P. & BAKKER, E.S. 2020. Species identity and diversity effects on invasion resistance of tropical freshwater plant communities. *Scientific Reports*, 10:5626.
- PETSCH, D.K.; ERNANDES-SILVA, J. & PINHA, G.D. 2021a. New records of larvae and adults of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei* Dunker, 1857) in the Ivaí River (Paraná, Brazil). *Revista de Biologia Neotropical*, 18:31-36.
- PETSCH, D.K., RIBAS, L.G. & MANTOVANO, T. et al. 2021b. Invasive potential of golden and zebra mussels in present and future climatic scenarios in the new world. *Hydrobiologia*, 848:2319-2330.
- PILÓ, D., PEREIRA, F., CARVALHO, A.N., VASCONCELOS, P., CUNHA, A.M. & GASPARI, M.B. 2021. Are non-indigenous species hitchhiking offshore farmed mussels? A biogeographic and functional approach, *Marine Pollution Bulletin*, 171:112776.
- PIMENTEL, D. 2011. *Biological invasions: economic and environmental cost of alien plant, animal and microbe species*, Second edn. CRC Press, Boca Raton
- PIOLA, R.F. & JOHNSTON, E.L. 2008. Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard-substrate communities. *Diversity and Distributions*, 14(2):329-342.
- PÓVOA, A.A., SKINNER, L.F., & DE ARAÚJO, F.V. 2021. Fouling organisms in marine litter (rafting on abiotic substrates): A global review of literature. *Marine Pollution Bulletin*, 166:112189.
- PRESTON, C.D., ROY, D.B., & ROY, H.E. 2012. What have we learnt from 50 years of biological recording? *British Wildlife*, 24(2):97-106.

- RAÍCES, D. S., FERREIRA, P.M., MELLO, J.H., & BERGALLO, H.G. 2017. Smile, you are on camera or in a live trap! The role of mammals in dispersion of jackfruit and native seeds in Ilha Grande State Park, Brazil. *Nature Conservation Research*, 2(4):78-89.
- RADASHEVSKY, V. I., LANA, P. C., & NALESSO, R. C. 2006. Morphology and biology of *Polydora* species (Polychaeta: Spionidae) boring into oyster shells in South America, with the description of a new species. *Zootaxa*, 1353(1):1-37.
- RECH, S., BORRELL, Y. & GARCÍA-VAZQUEZ, E. 2016. Marine litter as a vector for non-native species: what we need to know. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2), 40-43.
- REJMANEK, M. & RICHARDSON, D.M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77(6):1655-1661.
- RILEY S.P., BUSTEED G.T., KATS L.B. et al. 2005. Effects of urbanization on the distribution and abundance of amphibians and invasive species in southern California streams. *Conserv. Biol*, 19:1894-1907.
- ROBERTS, J. & TSAMENYI, M. 2008. International legal options for the control of biofouling on international vessels. *Marine Policy*, 32(4):559-569.
- ROSA, C.A., RIBEIRO, B.R., BEJARANO, V., PUERTAS, F.H., BOCCHIGLIERI, A., DOS SANTOS BARBOSA, A.L et al. 2020. Neotropical alien mammals: a data set of occurrence and abundance of alien mammals in the Neotropics. *Ecology* 101(11):e03115.
- ROSA, C.A., CURI, N.H.A., PUERTAS, F. & PASSAMANI, M. 2018. Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. *Biological Invasions*, 19(7):2101-2123.
- ROSA, C.A., ZENNI, R., ZILLER, S., CURI, M.A. & PASSAMANI, M. 2017. Assessing the risk of invasion of species in the pet trade in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(1):38-42.
- RUGGERI, J., RIBEIRO, L.P., PONTES, M.R., TOFFOLO, C., CANDIDO, M., CARRIERO, M. M., ... & TOLEDO, L.F. 2019. First case of wild amphibians infected with ranavirus in Brazil. *Journal of Wildlife Diseases*, 55(4):897-902.
- RUIZ, G.M., CARLTON, J.T., GROSHOLZ, E.D., & HINES, A.H. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American zoologist*, 37(6):621-632.
- RUVIARO, C.F., COSTA, J.S., FLORINDO, T.J., RODRIGUES, W., MEDEIROS, G.I.B. & VASCONCELOS, P.S., 2016. Economic and environmental feasibility of beef production in different feed management systems in the Pampa biome, Southern Brazil. *Ecol. Indic*, 60:930-939.
- SALIMI, P.A., CREED, J.C., ESCH, M.M., FENNER, D., JAAFAR, Z., LEVESQUE, J.C., ... & SWEET, M. 2021. A review of the diversity and impact of invasive non-native species in tropical marine ecosystems. *Marine Biodiversity Records*, 14(1):1-19.
- SAMPAIO, A.B. & SCHMIDT, I.B. 2013. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3, 32-49.
- SANTOS, R.C., BASTIANI, V., MEDINA, D., RIBEIRO, L.P., PONTES, M.R., LEITE, D.D.S., TOLEDO, L.F., MARIA, G., FRANCO, S. & LUCAS, E.M. 2020. High Prevalence and Low Intensity of Infection by *Batrachochytrium dendrobatidis* in Rainforest Bullfrog Populations in Southern Brazil. *Herpetological Conservation and Biology*, 15(1):118-130.
- SANTOS, A.F.G.N., SANTOS, L.N., GARCÍA-BERTHOU, E. & HAYASHI, C. 2009. Could native predators help to control invasive fishes? Microcosm experiments with the Neotropical characid. *Ecology of Freshwater Fish*, 18:491-499.
- SANTOS, A.F.G.N., GARCÍA-BERTHOU, E., HAYASHI, C. & SANTOS, L.N. 2013. When habitat complexity increases predation risk: experiments with invasive and neotropical native fishes. *Marine and Freshwater Research*, 64:752-760.
- SANTOS, A.F.G.N., GARCÍA-BERTHOU, E., HAYASHI, C. & SANTOS, L.N. 2018. Water turbidity increases biotic resistance of native Neotropical piscivores to alien fish. *Hydrobiologia*, 817:293-305.
- SANTOS, A.F.G.N., ALCARAZ, C., SANTOS, L.N., HAYASHI, C. & GARCÍA-BERTHOU, E. 2012. Experimental assessment of the effects of a Neotropical nocturnal piscivore on juvenile native and invasive fishes. *Neotropical Ichthyology*, 10:167-176.

- SCHELHAS, J., ALEXANDER, J., BRUNSON, M., CABE, T., CRALL, A., DOCKRY, M.J., ... & VUKOMANOVIC, J. 2021. Social and Cultural Dynamics of Non-native Invasive Species. In: Poland T.M., Patel-Weynand T., Finch D.M., Miniat C.F., Hayes D.C., Lopez V.M. (eds) *Invasive Species in Forests and Rangelands of the United States*. Springer, Cham.
- SEEBENS, H., GASTNER, M.T. & BLASIUS, B. 2013. The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecology letters*, 16(6):782-790.
- SEEBENS, H., ESSL, F., DAWSON, W., FUENTES, N., MOSER, D., PERGL, J., PYŠEK, P., KLEUNEN, M.V., WEBER, E., WINTER, M. & BLASIUS, B. 2015. Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global Change Biology*, 21: 4128-4140.
- SILVA, R. & OLMOS, F. 2007. Adendas e registros significativos para a avifauna dos manguezais de Santos e Cubatão, SP 15, p.551-560.
- SILVA, G.R., ZENNI, R.D., ROSSE, V.P., BASTOS, L.S., & VAN DEN BERG, E. 2020. Landscape-level determinants of the spread and impact of invasive grasses in protected areas. *Biological Invasions*, 22(10):3083-3099.
- SILVA, L.C., LEONE, I.C., SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., PERET, A.C. & ROCHA, O. 2012. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. *Biota Neotropica*, 12:93-100.
- SILVEIRA F. 2009. Dieta de *Aouatta clamitans* Cabrera, 1940 em um remanescente de Floresta com Araucária no Parque Ecoturístico Municipal São Luís de Tolosa (PMSLT), Rio Negro, PR. Monografia. Universidade Estadual do Paraná- Curitiba.
- SILVÉRIO, D.V., BRANDO, P.M., BALCH, J.K., PUTZ, F.E., NEPSTAD, D.C., OLIVEIRA-SANTOS, C., & BUSTAMANTE, M.M. 2013. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619):20120427.
- SIMBERLOFF, D., MARTIN, J.L., GENOVESI, P., MARIS, V., WARDLE, D.A., ARONSON, J., COURCHAMP, F., GALIL, B., GARCÍA-BERTHOUE, E., PASCAL, M. PYŠEK, P., SOUSA, R., TABACCHI, E., VILÁ, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28:58-66.
- SIMBERLOFF, D. & VON HOLLE, B. 1999. Positive Interactions of Nonindigenous Species: Invasional Meltdown? *Biological Invasions*, 1:21-32.
- SIMON, C.A., & SATO-OKOSHI, W. 2015. *Polydora polychaetes* on farmed molluscs: distribution, spread and factors contributing to their success. *Aquaculture Environment Interactions*, 7(2):147-166.
- SOARES, M.O., PEREIRA, P.H.C., FEITOSA C.V., MAGGIONI R., et al. 2023. Lessons from the invasion front: Integration of research and management of the lionfish invasion in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 339:117954-117964.
- SKULTETY, D. & MATTHEWS, J.W. 2017. Urbanization and roads drive non-native plant invasion in the Chicago Metropolitan region. *Biol Invasions* 19:2553-2566.
- SORTE, C. J., WILLIAMS, S. L. & ZEREBECKI, R. A. 2010. Ocean warming increases threat of invasive species in a marine fouling community. *Ecology*, 91(8):2198-2204.
- SOUSA, W.T.Z., THOMAZ, S.M., MURPHY, K.J., MORMUL, R.P. & SILVEIRA, M.J. 2009. Environmental predictors of exotic *Hydrilla verticillata* L.f. Royle and a native *Egeria najas* Planch. occurrence in a sub-tropical river floodplain: the upper River Paraná, Brazil. *Hydrobiologia*, 632:65-78.
- SOUSA, W.T.Z., THOMAZ, S.M. & MURPHY, K.J. 2011. Drivers of aquatic macrophyte community structure in a Neotropical riverine lake. *Acta Oecologica*, 37:462-475.
- SPEAR, D., FOXCROFT, L.C., BEZUIDENHOUT, H. & MCGEOCH, M.A. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biological Conservation*, 159:137-147.
- TATEM, A.J. 2009. The worldwide airline network and the dispersal of exotic species: 2007 - 2010. *Ecography* 32:94-102.



- TEIXEIRA, L.M. & CREED, J.C. 2020. A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brazil. *Aquatic Invasions*, 15(1):30-43.
- TELES, H.M.S. & FONTES, L.R. 2002. Implicações da introdução e dispersão de *Achatina fulica* Bowdich, 1822 no Brasil. *Bol. Inst. Adolfo Lutz*, 12:3-5.
- THOMAZ, S.M. 2022. Propagule pressure and environmental filters related to non-native species success in river-floodplain ecosystems. *Hydrobiologia*, 849:3679-3704.
- THOMAZ, S.M., CARVALHO, P., MORMUL, R.P., FERREIRA, F.A., SILVEIRA, M.J. & MICHELAN, T.S. 2009. Temporal trends and effects of diversity on occurrence of exotic macrophytes in a large reservoir. *Acta Oecologica*, 35:614-620.
- TISSIANI, A.S.D.O., VAZ-DE-MELLO, F.Z. & CAMPELO J.R. 2017. Dung beetles of Brazilian pastures and key to genera identification (Coleoptera: Scarabaeidae). *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 52(06):401-418.
- TOY, T.J. & GRIFFITH, J.J. 2010. Changing Surface-Mine Reclamation Practices in Minas Gerais, Brazil, *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 15:1, 33-51.
- ULIANO-SILVA, M., FERNANDES, F.F.C.F., DE HOLANDA, I.B. & REBELO, M.F. 2013. Invasive species as a threat to biodiversity: The golden mussel *Limnoperna fortunei* approaching the Amazon River basin. *Exploring Themes on Aquatic Toxicology*. Research Signpost, India.
- WANG, L., DELGADO-BAQUERIZO, M., WANG, D., ISBELL, F., LIU, J., FENG, C., ... & LIU, C. 2019. Diversifying livestock promotes multidiversity and multifunctionality in managed grasslands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(13):6187-6192.
- WANLESS, R.M., SCOTT, S., SAUER, W.H., ANDREW, T.G., GLASS, J.P., GODFREY, B., ... & YELD, E. 2010. Semi-submersible rigs: a vector transporting entire marine communities around the world. *Biological Invasions*, 12(8):2573-2583.
- WILLIAMS, A.T. & RANGEL-BUITRAGO, N. 2019. Marine litter: solutions for a major environmental problem. *Journal of coastal research*, 35(3):648-663.
- WITTEMYER, G., ELSEN, P., BEAN, W.T., BURTON, A.C.O. & BRASHARES, J.S. 2008. Accelerated human population growth at protected area edges. *Science*, 321:123-126.
- WONHAM, M.J. & CARLTON, J.T. 2005. Trends in marine biological invasions at local and regional scales: the Northeast Pacific Ocean as a model system. *Biological invasions*, 7(3): 369-392.
- WOODFORD, D.J., RICHARDSON, D.M., MACISAAC, H.J., MANDRAK, N.E., VAN WILGEN, B.W., WILSON, J.R. & WEYL, O.L.F. 2016. Confronting the wicked problem of managing biological invasions. *NeoBiota* 31:63-86.
- YOFUKUJI, K.Y., GONINO, G.M., ALVES, G.H., LOPES, T.M. & FIGUEIREDO, B.R. 2021. Acute ecotoxicity of exposure to sugarcane ashes on the behaviour of predator and prey fish species. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(8):1-14.
- ZENNI, R. D. & ZILLER, S. R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 34:431-446.
- ZENNI, R.D. 2014. Analysis of introduction history of invasive plants in Brazil reveals patterns of association between biogeographical origin and reason for introduction. *Austral Ecology*, 39(4):401-407.
- ZENNI, R.D., DECHOUM, M.S. & ZILLER, S.R. 2016. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. *Biotemas*, 29:133-153.
- ZENNI, R.D. & DECHOUM, M.S. 2013. Paisagens antropizadas e invasão por plantas exóticas. In: Carlos Peres; Jos Barlow; Toby Gardner; Ima Célia Guimarães Vieira (Orgs.). *Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil*. 1ed. Curitiba: Editora da UFPR, p.549-563.
- ZEPELINI, C.G., CARVALHO-PEREIRA, T., ALVES, R.S., SANTIAGO, D. C. C., SANTO, V. E., BEGON, M., ... & KHALIL, H. 2021. Demographic drivers of Norway rat populations from urban slums in Brazil. *Urban Ecosystems*, 24:801-809.
- ZILLER, S.R., DECHOUM, M.S. & ZENNI, R.D. 2019. Predicting invasion risk of 16 species of eucalypts using a risk assessment protocol developed for Brazil. *Austral Ecology*, 44(1):28-35.