

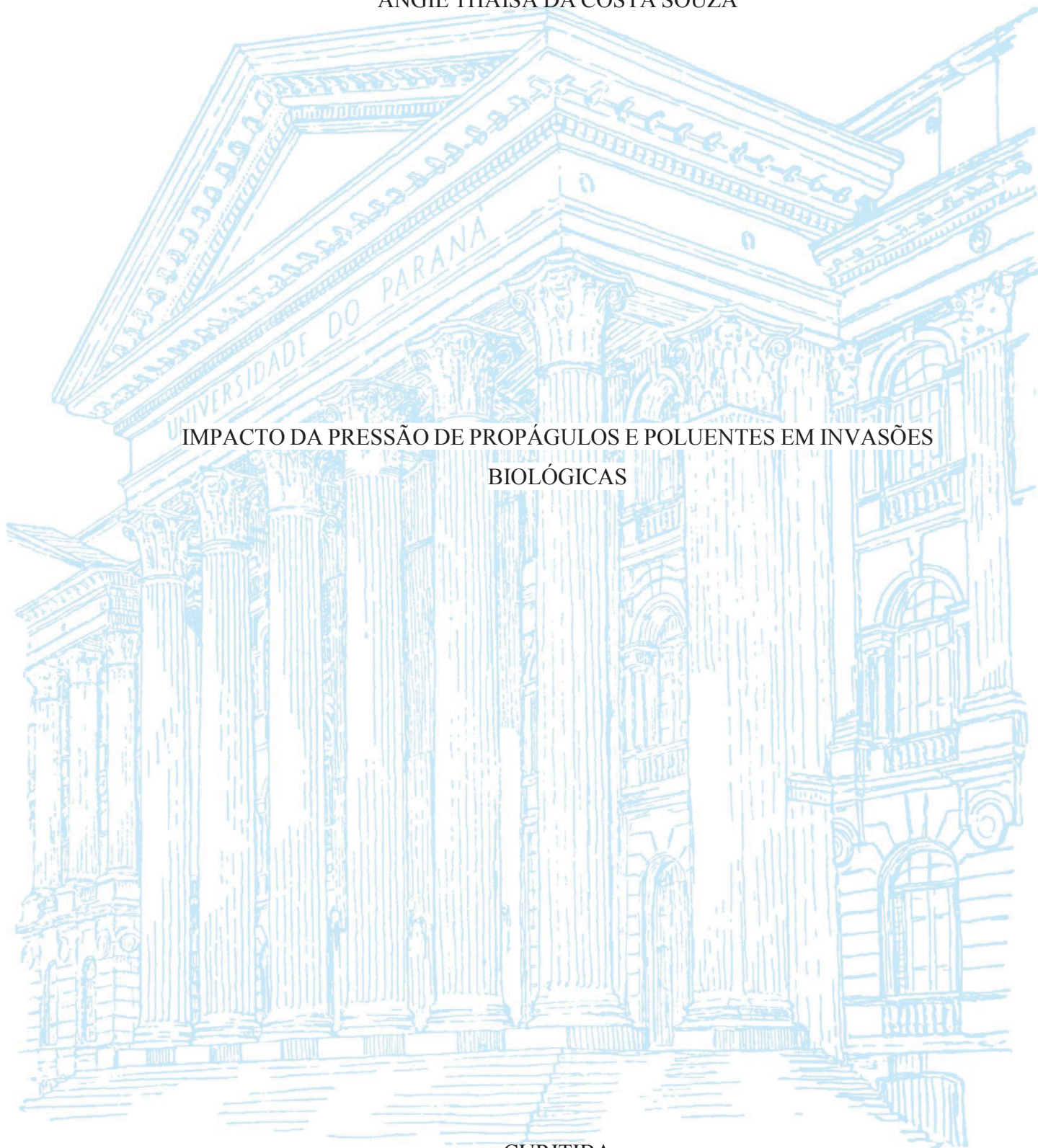
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANGIE THAISA DA COSTA SOUZA

IMPACTO DA PRESSÃO DE PROPÁGULOS E POLUENTES EM INVASÕES
BIOLÓGICAS

CURITIBA

2019



ANGIE THAISA DA COSTA SOUZA

IMPACTO DA PRESSÃO DE PROPÁGULOS E POLUENTES EM INVASÕES
BIOLÓGICAS

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Sabrina Borges Lino Araujo.

Coorientador: Prof. Dr. Ciro Alberto de Oliveira Ribeiro.

CURITIBA

2019

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Dulce Maria Bieniara – CRB/9-931)

Souza, Angie Thaisa da Costa
Impacto da pressão de propágulos e poluentes em invasões biológicas.
/ Angie Thaisa da Costa Souza. – Curitiba, 2019.
67 p.: il.

Orientadora: Sabrina Borges Lino Araujo
Coorientador: Ciro Alberto de Oliveira Ribeiro

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

1. Bioinvasão 2. Espécies introduzidas 3. Modelos teóricos 4. Poluição I. Título II. Araujo, Sabrina Borges Lino III. Ribeiro, Ciro Alberto de Oliveira IV. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

CDD (20. ed.) 574.5



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO - 40001016048P6

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **ANGIE THAISA DA COSTA SOUZA** intitulada: **Impacto da pressão de propágulos e poluentes em invasões biológicas**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 28 de Março de 2019.


SABRINA BORGES LINO ARAÚJO
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


LUCIANA RODRIGUES SOUZA BASTOS
Avaliador Externo (UFPR)


RODRIGO ANDRE CAETANO
Avaliador Externo (UFPR)

Dedico a minha mãe, Marli, por ser o meu exemplo, o meu orgulho e a pessoa que tornou todas as escolhas da minha vida possíveis.

AGRADECIMENTOS

O primeiro e mais especial agradecimento é, sem dúvidas, para a minha mãe. Agradeço pela ótima educação que me deu, por ser meu exemplo de força e de honestidade, por tornar tudo o que eu desejei possível e pela sua dedicação e esforço para garantir minha formação. Mãe, eu tenho muito orgulho de ser sua filha, amo você.

A minha orientadora, Sabrina, por ter me aceitado sem me conhecer e ter dedicado seu tempo a mim ainda antes de eu me tornar oficialmente sua orientada. Obrigada por toda a sua paciência e amizade. Espero um dia ser tão boa para os meus alunos quanto você é para mim.

Agradeço ao professor Ciro, meu coorientador, por também permitir minha presença em seu laboratório ainda antes de eu me vincular oficialmente ao PPG e por se mostrar sempre tão disposto!

Ao professor Jean Vitule, pela conversa que mudou completamente o foco da minha dissertação e que, aos meus olhos, resolveu o “problema” que eu não queria modelar. Agradeço as conversas, sugestões e também por se mostrar sempre tão entusiasmado em trabalhar com bioinvasões.

Aos colegas do laboratório e do PPG-Eco pelas conversas descontraídas, “choramingos” em conjunto frente às dificuldades que encontramos e pelas ajudas em momentos em que foram necessárias. A todos os que me ajudaram nas coletas de água, inclusive aos “motoristas topa tudo”, sozinha seria impossível. Agradeço especialmente ao Marcelo Borges por estar sempre tão disponível nas diversas vezes em que pedi socorro por causa do “terrível R” e ao Hugo Pereira por se disponibilizar para ler meu trabalho e enviar sugestões.

As amigas que a biologia trouxe e que certamente permanecerão por toda a vida: Carol, Jennifer, Dwayne e Dandie, já disse que vocês têm lugar especial no meu coração?!

A Nana, minha irmã por opção, por ser, sem dúvidas, uma das pessoas que mais torce por mim nessa vida. Você é “a minha pessoa”.

Ao Hugo, meu namorado, por sempre me incentivar e acreditar mais na minha capacidade do que eu mesma. Você é muito mais do que especial para mim.

Aos meus muitos amores de quatro patas: Kyara, Cindy e Poli, por sempre estarem sempre junto a mim nos dias em que trabalhei em casa; Pichu, Tequila, Kiko, Lua e Lola, que não estão sempre comigo mas quando penso em momentos felizes certamente é de vocês que eu lembro; Odin, por tanto ter me ensinado a apesar da sua vida breve e, por fim, a Jhully, a coisinha mais doce desse mundo e que também me deixou ao longo dessa trajetória, ainda morro de amores cada vez que ligo o computador e vejo sua foto.

Aos professores do PPG-Eco pelos ensinamentos e disponibilidade e, por fim, a CAPES pela bolsa concedida.

Obrigada!

*“O ingrediente mais importante é a fascinação
diante das maravilhas das criaturas vivas.”*

Ernst Mayr

RESUMO

Invasões biológicas estão entre as principais causas de perda de biodiversidade, sendo responsáveis pelo deslocamento de espécies, homogeneização de ambientes, fragmentação de habitats de espécies nativas e até mesmo facilitando bioinvasão secundária. Desta forma, entender as introduções de organismos não nativos e o papel das invasões biológicas sobre as populações nativas e ecossistemas é crucial para a biologia da conservação. Além das características ambientais e da influência das interações bióticas, a pressão de propágulos, i.e. número de eventos de introdução e quantidade de indivíduos liberados em cada um desses eventos, é um consistente fator para o estabelecimento bem-sucedido de uma espécie não nativa introduzida. Apesar do sucesso de invasões ter relação positiva com o aumento da pressão de propágulos, distúrbios no ambiente podem facilitar o estabelecimento de populações iniciadas a partir de poucos indivíduos. Entender melhor estas situações nos motivou a desenvolver este trabalho que está dividido em dois capítulos, como será descrito a seguir.

O primeiro se trata da proposta de um autômato celular (um modelo espacialmente explícito) como ferramenta para avaliar o efeito da pressão de propágulos sobre o sucesso de invasões e seu impacto sobre o tamanho populacional de espécies nativas. No segundo capítulo relatamos um experimento feito em laboratório com Tilápias do Nilo expostas a água do Rio Iguaçu, que se encontra em condições inferiores às desejáveis, por um período subcrônico. Neste mesmo capítulo, o modelo desenvolvido anteriormente foi aplicado aos dados experimentais avaliando o efeito do poluente sobre o tamanho populacional de uma espécie nativa equivalente a Tilápia na sua ausência e também após a introdução de apenas 50 indivíduos da espécie invasora, apresentando resultados a curto e longo prazos. Neste caso, exploramos diferentes intensidades de impacto sobre a sobrevivência da espécie nativa, variando entre situações em que ela sofre menos impacto que a espécie invasora, até situações em que ela é muito mais vulnerável que a segunda espécie.

Os resultados do primeiro capítulo mostraram que mesmo uma grande população da espécie nativa pode ter seu tamanho populacional reduzido após poucos eventos de introdução de uma espécie ecologicamente equivalente e este impacto é mais intenso em populações menores ou quando o número de propágulos aumenta, podendo levar a espécie nativa ao desaparecimento. Além disso, as previsões para curto e longo prazos temporais são bastante distintas: enquanto a primeira permite coexistência para a maioria dos parâmetros abordados, na segunda ocorre, predominantemente, extinção da população nativa. No segundo capítulo, ao incluirmos o efeito de poluentes, os resultados a curto prazo não indicaram influência significativa entre a introdução de tilápias e o declínio populacional da espécie nativa. No entanto, a longo prazo, a presença da invasora causa alta redução da população nativa podendo levar esta à extinção mesmo quando ela não é muito sensível ao poluente.

Palavras-chave: bioinvasão, espécie invasora, modelos ecológicos, perda de biodiversidade, poluição.

ABSTRACT

Biological invasions are among the main causes of biodiversity loss, being responsible for the displacement of species, homogenization of environments, fragmentation of habitats of native species and even facilitating secondary bioinvasion. Therefore, to understand the introductions of non-native organisms and the role of biological invasions on native populations and ecosystems is crucial for conservation biology. In addition to the environmental characteristics and influence of biotic interactions, propagule pressure, i.e. number of introduction events and number of individuals released at each of these events, is a consistent factor for the successful establishment of a introduced non-native species. Although the success of invasions is positively related to increased propagule pressure, disturbances in the environment may facilitate establishment of populations initiated from a few individuals. A better understanding of these situations motivated us to develop this work which is divided into two chapters, as will be described next.

The first is the proposal of a cellular automaton (a spatially explicit model) as a tool to evaluate the effect of propagule pressure on the success of invasions and their impact on the population size of native species. In the second chapter we report an experiment made in the laboratory with Nile Tilapia exposed to water of the Iguaçú River, which is under undesirable conditions, for a subchronic period. In this same chapter, the model previously developed was applied to the experimental data evaluating the effect of the pollutant on the population size of a native species equivalent to Tilapia in its absence and also after the introduction of only 50 individuals of the invasive species, presenting results in the short and long terms. In this case, we explore different intensities of impact on the survival of the native species, ranging from situations in which it suffers less impact than the invasive species, to situations in which it is much more vulnerable than the second species.

The results of the first chapter showed that even a large population of the native species may have population size reduced after few introduction events of an ecologically equivalent species and this impact is more intense in smaller populations or when the number of propagules increases, it may lead to the disappearance of native species. Moreover, the forecasts for short and long time periods are quite different: while the first allows coexistence for most of the covered parameters, in the second occurs, predominantly, extinction of the native population. In the second chapter, when we included the effect of pollutants, the short-term results did not indicate a significant influence between the introduction of tilapias and the population decline of the native species. However, in the long term, the presence of the invader causes a high reduction of the native population, which can lead to extinction even when it is not very sensitive to the pollutant.

Keywords: biodiversity loss, bioinvasion, ecological models, invasive specie, pollution.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1: Esquema espacial. Células azuis representam espaços vazios, verdes a espécie nativa e vermelhos a espécie introduzida. Os primeiros quatro vizinhos dos espaços vazios são os candidatos a ocupá-lo. O tamanho do autômato celular usado nas simulações é 25×250 células ($L_1 \times L_2$) e as introduções ocorrem a partir da borda esquerda.....19

Figura 2: Fluxograma da dinâmica do modelo. O modelo inicia com a criação do espaço aleatoriamente ocupado pela espécie nativa ($Sp1$) e a introdução de uma segunda espécie ($Sp2$) pode acontecer durante o período de tempo determinado (a partir de T_{int} até $T_{int}+T_{even}$). A cada tempo (n) todos os indivíduos são submetidos a uma probabilidade de morrer (d_i) e os sobreviventes têm a chance de se propagar no ambiente (b_i), portanto a chance de um espaço vazio ser ocupado por uma espécie i aumenta com o número de vizinhos desta espécie (v_i). O programa finaliza ao atingir o período de tempo máximo estipulado (T_{total}).....20

Figura 3: Dinâmica temporal da espécie nativa em ausência de competição considerando $b_1 = 0,20$ e $d_1 = 0,25$. As imagens (a) e (b), respectivamente representam uma foto espacial inicial ($n = 0$, com ocupação de 20%) e após um período de tempo ($n = 200$, com ocupação de aproximadamente 50%) da simulação. As células azuis se referem a espaços vazios e as verdes a espaços ocupados pela espécie nativa. O gráfico (c) mostra a proporção de células ocupadas (densidade populacional) da espécie nativa ao longo do tempo.....23

Figura 4: Proporção média de sítios ocupados pela espécie nativa na ausência da espécie introduzida de acordo com sua capacidade de propagação (b_1) e mortalidade (d_1). Escala de cores varia da extinção (vermelho) a completa ocupação da área (azul escuro) e são resultado da média das últimas 100 iterações de 20 simulações (com 3000 iterações) com cada conjunto de parâmetros. Os pontos representam os cenários investigados nas simulações seguintes.....23

Figura 5: Representação espacial e flutuação das densidades populacionais ao longo do tempo (n). A simulação se refere a uma das repetições do cenário F ($b = 0,80$ e $d = 0,67$, com $N_{ind} = 625$ e $T_{even} = 10$). As células azuis representam espaços vazios, as verdes a espaços ocupados pela espécie nativa ($Sp1$) e as vermelhas a espaços ocupados pela espécie introduzida ($Sp2$). A linha preta vertical assinala o início do período de introdução da $Sp2$. A sequência de imagens mostra: (a) o último tempo antes do início dos eventos de introdução ($n = 3000$), (b) o primeiro e (c) o último evento de introdução ($n = 3001$ e 3010 , respectivamente), (d) o ano seguinte a última introdução ($n = 3011$) e (e) o resultado a curto ($n = 3060$) e a (f) longo prazos ($n = 6210$) (T_{tran} de 50 e de 3000 iterações após o último evento de introdução, respectivamente). O gráfico de linhas (g) mostra a flutuação das densidades populacionais relativas da $Sp1$ (verde) e da $Sp2$ (vermelha) ao longo do tempo. A extinção da $Sp1$ ocorreu em $n = 3214$25

Figura 6: Proporção espécie nativa sobre a área ocupada nos cenários a curto prazo (média de 10 iterações após um intervalo de 50 anos desde o último evento de introdução da segunda espécie). As imagens (a), (b) e (c) apresentam resultados para cenários de baixa ocupação da área (20%); (d), (e) e (f) para média ocupação (50%) e (g), (h) e (i) alta ocupação (80%). Escala de cores varia da extinção (vermelho) a ocupação máxima da área (azul escuro) referente ao conjunto de parâmetros b (capacidade de propagação) e d (mortalidade) utilizados.....27

Figura 7: Proporção espécie nativa sobre a área ocupada nos cenários a longo prazo (média de 10 iterações após um intervalo de 3000 anos desde o último evento de introdução da segunda espécie). As imagens (a), (b) e (c) apresentam resultados para cenários de baixa ocupação da área (20%); (d), (e) e (f) para média ocupação (50%) e (g), (h) e (i) alta ocupação (80%). Escala de cores varia da extinção (vermelho) a ocupação máxima da área (azul escuro) referente ao conjunto de parâmetros b (capacidade de propagação) e d (mortalidade) utilizados.....29

Figura 8: Representação espacial e flutuação das densidades populacionais ao longo do tempo (n). A simulação se refere a uma das repetições do cenário C ($b = 0.80$ e $d = 0.70$, com $N_{ind} = 25$ e $T_{even} = 5$). As células azuis representam espaços vazios, as verdes a espaços ocupados pela espécie nativa ($Sp1$) e as vermelhas a espaços ocupados pela espécie introduzida ($Sp2$). As linhas verticais em (g) representam, da esquerda para direita, o momento da primeira introdução e resultados a curto e longo prazos (T_{tran} de 50 e 3000 anos desde o último evento de introdução, respectivamente). A sequência de imagens mostra: (a) o primeiro e (b) o último evento de introdução ($n = 3001$ e 3005 , respectivamente), (c) o resultado a curto ($n = 3055$) e (f) longo prazo ($n = 6005$) (T_{tran} de 50 e de 3000 iterações após o último evento de introdução, respectivamente). O gráfico de linhas (g) mostra a flutuação das densidades populacionais relativas das populações da $Sp1$ (verde) e da $Sp2$ (vermelha) ao longo do tempo. A extinção ocorreu em $n = 3086$30

CAPÍTULO 2

Figura 1: Densidade populacional a curto prazo das espécies nativa e invasora frente a diferentes intensidades de mortalidade sobre a espécie nativa causada por poluentes. O primeiro ponto da espécie nativa se refere ao tamanho populacional da espécie em condições ideais (sem efeito do poluente, $d_1 = 0,28$). As linhas pretas verticais assinalam o momento em que a espécie nativa e a espécie invasora sofrem a mesma intensidade de impacto (espécie invasora tem mortalidade fixada em 0,31 em todas as simulações). Em verde temos a densidade populacional da nativa em ausência de competição (apenas o efeito do poluente). Azul e vermelho representam a densidade média de nativa e invasora após 50 anos de competição, respectivamente. Resultados apresentados correspondem média de 10 iterações de 20 repetições após um intervalo de 50 anos desde o evento de introdução da espécie invasora (introdução única de 50 indivíduos). Em (a) $b_1 = b_2 = 0,2$; (b) $b_1 = b_2 = 0,5$ e (c) $b_1 = b_2 = 0,8$51

Figura 2: Densidade populacional a longo prazo das espécies nativa e invasora frente a diferentes intensidades de mortalidade sobre a espécie nativa causada por poluentes. O primeiro ponto da espécie nativa se refere ao tamanho populacional da espécie em condições

ideais (sem efeito do poluente, $d_1 = 0,28$). As linhas pretas verticais assinalam o momento em que a espécie nativa e a espécie invasora sofrem a mesma intensidade de impacto (espécie invasora tem mortalidade fixada em 0,31 em todas as simulações). Em verde temos a densidade populacional da nativa em ausência de competição (apenas o efeito do poluente). Azul e vermelho representam a densidade média de nativa e invasora após 3000 anos de competição, respectivamente. Resultados apresentados correspondem média de 10 iterações de 20 repetições após um intervalo de 3000 anos desde o evento de introdução da espécie invasora (introdução única de 50 indivíduos). Em (a) $b_1 = b_2 = 0,2$; (b) $b_1 = b_2 = 0,5$ e (c) $b_1 = b_2 = 0,8$52

Figura 3: Representação espacial e flutuação das densidades populacionais relativas ao longo do tempo (n). A simulação se refere a uma das repetições do cenário em que $b_1 = b_2 = 0,20$, $d_1 = 0,34$ e $d_2 = 0,31$. As células azuis se referem a espaços vazios, as verdes a espaços ocupados pela espécie nativa e as vermelhas a espaços ocupados pela espécie invasora. A sequência de imagens mostram fotos do espaço: (a) no tempo inicial ($n = 1$), (b) no instante que houve introdução da espécie invasora ($n = 3001$), (c) a curto prazo ($n = 3050$), (d) em um momento em que as populações se encontram mescladas no espaço ($n = 3540$) e (e) a longo prazo ($n = 6000$). O gráfico de linhas (f) mostra a flutuação das densidades populacionais relativas das populações nativa (verde) e invasora (vermelha) ao longo do tempo. As linhas verticais em (f) representam, da esquerda para direita, o momento de invasão e resultados a curto e longo prazos. A extinção ocorreu em $n = 4464$ (assinalada com *).53

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1: Combinações de valores de capacidade de propagação (*b*) e mortalidade (*d*) nos diferentes cenários investigados. A coluna “Ocupação” mostra a ocupação da espécie nativa na ausência da espécie introduzida.....21

Tabela 2: Parâmetros utilizados nas simulações.....22

CAPÍTULO 2

Tabela 1: Peso (g), comprimento (cm) e sobrevivência (%) de *Oreochromis niloticus* a exposição subcrônica a água do Rio Iguaçu. Cada linha corresponde ao valor médio final (\pm desvio padrão) de cada tratamento.....42

Tabela 2: Concentrações de poluentes encontrados nas amostras de água do rio Iguaçu durante o período experimental (19/01/2016 a 24/03/2016) e Valores Máximos Permitidos (VMP) para a presença de metais em águas doces Res. 357/2005 do CONAMA.....43

Tabela 3: Resumo dos parâmetros utilizados nas simulações.....48

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1.....	15
<i>O EFEITO DA PRESSÃO DE PROPÁGULOS SOBRE O SUCESSO DE INVASÕES E SEU IMPACTO EM ESPÉCIES NATIVAS: UMA ABORDAGEM TEÓRICA</i>	
1 INTRODUÇÃO.....	16
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	18
2.1 DESCRIÇÃO DO MODELO.....	18
2.2 CENÁRIOS INVESTIGADOS.....	21
3 RESULTADOS.....	22
3.1 RESULTADOS PARA A ESPÉCIE NATIVA NA AUSÊNCIA DA ESPÉCIE INTRODUZIDA.....	22
3.2 RESULTADOS PARA A ESPÉCIE NATIVA NA PRESENÇA DA ESPÉCIE INTRODUZIDA.....	24
3.2.1 Curto prazo ($T_{tran} = 50$).....	26
3.2.2 Longo prazo ($T_{tran} = 3000$).....	28
4 DISCUSSÃO.....	31
REFERÊNCIAS.....	34
CAPÍTULO 2.....	37
<i>AMBIENTES POLUÍDOS FACILITAM O ESTABELECIMENTO DE TILÁPIAS DO NILO (<i>Oreochromis niloticus</i>)?</i>	
1 INTRODUÇÃO.....	38
2 MATERIAL E MÉTODOS - EXPERIMENTO.....	40
2.1 PONTO DE COLETA E ANÁLISES DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	40
2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	40
2.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	41
3 RESULTADOS - EXPERIMENTO.....	42
3.1 PESO, COMPRIMENTO E SOBREVIVÊNCIA DOS ANIMAIS.....	42
3.2 ANÁLISE DA ÁGUA.....	42
4 MATERIAL E MÉTODOS - MODELAGEM.....	43
4.1 DESCRIÇÃO SIMPLIFICADA DO MODELO.....	44
4.2 SIMULAÇÕES E PARÂMETROS.....	44
5 RESULTADOS - MODELAGEM.....	48

5.1 CURTO PRAZO.....	49
5.2 LONGO PRAZO.....	50
6 DISCUSSÃO.....	54
REFERÊNCIAS.....	57
REFERÊNCIAS.....	61
ANEXOS.....	67

CAPÍTULO 1

O EFEITO DA PRESSÃO DE PROPÁGULOS SOBRE O SUCESSO DE INVASÕES E SEU IMPACTO EM ESPÉCIES NATIVAS: UMA ABORDAGEM TEÓRICA

Angie Thaisa da Costa Souza¹, Jean Ricardo Simões Vitule² e Sabrina Borges Lino Araujo³.

¹Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas, Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Laboratório de Ecologia e Evolução de Interações

²Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Departamento de Engenharia Ambiental, Laboratório de Ecologia e Conservação

³Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Exatas, Departamento de Física, Laboratório de Ecologia e Evolução de Interações

Resumo

Entender as introduções de organismos não nativos e o papel das invasões biológicas sobre as populações nativas e ecossistemas é crucial para a biologia da conservação. Pressão de propágulos, i.e. número de eventos de introdução e quantidade de indivíduos liberados em cada um desses eventos, é o principal e mais consistente fator para o estabelecimento bem-sucedido de uma espécie não nativa introduzida. Para melhor entender o impacto causado pela pressão de propágulos, propomos uma modelagem matemática, do tipo autômato celular, em que o espaço e os indivíduos são modelados explicitamente. Nosso modelo inclui dois parâmetros: capacidade de propagação e mortalidade, que juntos resultam na ocupação máxima da espécie no ambiente. As simulações iniciam somente com a espécie nativa e, posteriormente, uma espécie não nativa equivalente, i.e. com os mesmos parâmetros, é introduzida. Diferentes combinações de tamanhos (número de indivíduos) e números (número de eventos) de propágulos para a espécie não nativa foram testadas. Nossos resultados mostram que mesmo uma grande população da espécie nativa pode ter seu tamanho populacional reduzido após poucos eventos de introdução de uma espécie ecologicamente equivalente e este impacto é mais intenso em populações menores ou quando o número de propágulos aumenta, podendo levar a espécie nativa ao desaparecimento. Além disso, as previsões para curto e longo prazos temporais são bastante distintas: enquanto a primeira permite coexistência para a maioria dos parâmetros abordados, na segunda ocorre, predominantemente, extinção da população nativa. Em conclusão, nosso trabalho alerta para o risco de introduções de espécies em novos ambientes, mesmo a baixas pressões de propágulos. Considerando que tratamos a espécie introduzida como uma equivalente a nativa e que espécies com potencial invasor possuem características que permitem superar a espécies residentes, situações empíricas tendem a ser ainda mais drásticas. Assim, o uso de modelos de longo prazo se mostra uma interessante ferramenta para auxiliar políticas claras de manejo para reduzir as pressões de propágulos e, conseqüentemente, invasões.

Palavras-chaves: espécie exótica, ameaça, perda de biodiversidade, modelos ecológicos.

1 INTRODUÇÃO

O homem vem transformando profundamente o ambiente de diversas maneiras, consequência do crescimento desenfreado da sua população e de seus interesses econômicos (VITOUSEK, 1997). A fim de garantir o sustento e conforto da população humana, uma série de atividades vem sendo realizadas a níveis capazes de comprometer a manutenção da vida na terra, entre elas o deslocamento de espécies para novos ambientes (LÖVEI, 1997; VITOUSEK, 1997). Historicamente espécies de interesse comercial (alimentação, recreação e/ou ornamentação) foram introduzidas intencionalmente em novos locais sem que as consequências desses atos fossem pensadas previamente (CAMBRAY, 2003, VITULE et al., 2012). Além disso, a transferência não intencional de espécies por atividades humanas é a principal causa de invasões biológicas, translocando milhares de espécies todos os dias (MOONEY, 2005). Tais introduções podem representar riscos quando a espécie introduzida é capaz de se estabelecer e causar impactos negativos a comunidade local/serviços ecossistêmicos (IUCN, 2017), sendo bioinvasões um dos principais fatores responsáveis pela perda de biodiversidade (VITOUSEK et al., 2017).

Acredita-se que a pressão de propágulos é o principal e mais consistente fator para o estabelecimento bem-sucedido de uma espécie introduzida, se mostrando ainda mais relacionada ao sucesso de invasões que as características da espécie e do ambiente invadido (HOLLE & SIMBERLOFF, 2005; SIMBERLOFF, 2009; CASSEY et al., 2018). Ela é caracterizada pelo tamanho do propágulo (número de indivíduos liberados por evento de introdução) e número de propágulos (quantidade de eventos de introdução) e ambos são positivamente relacionados ao sucesso das invasões (HOLLE & SIMBERLOFF, 2005; LOCKWOOD et al., 2005; SIMBERLOFF, 2009). Enquanto o primeiro garante maior segurança a forças estocásticas inversamente dependentes da densidade, o segundo reduz a influência de outras forças negativas como interações climáticas ou bióticas (LOCKWOOD et al., 2005; DROLET & LOCKE, 2016).

Ainda que tanto o tamanho quanto o número do propágulos sejam capazes de reduzir efeitos causados por eventos estocásticos esses dois fatores apresentam diferentes papéis sobre o sucesso de invasões (SIMBERLOFF, 2009). Propágulos maiores, ou seja, com um maior número de indivíduos, diminuem a chance de extinção por estocasticidade demográfica devido a variações aleatórias na reprodução, sobrevivência ou mesmo decorrentes da baixa variabilidade genética em populações iniciadas a partir de poucos fundadores (CASSEY et al., 2018; LOCKWOOD et al., 2005; SHAFFER, 1981; SIMBERLOFF, 2009). Além disso, na

presença de Efeito Alle (diminuição do *fitness* sob baixa densidade populacional), o sucesso de estabelecimento de propágulos pequenos é ainda menor (DROLET & LOCKE, 2016). Já o número de propágulos é especialmente importante quando falamos em estocasticidade ambiental, pois diversas introduções dividem temporalmente o risco de extinção, tornando menos provável que a ocorrência de condições ambientais desfavoráveis para a espécie em curto prazo elimine todos os imigrantes que chegam ao longo de um período de tempo maior (DROLET & LOCKE, 2016; SIMBERLOFF, 2009). Adicionalmente, o incremento do número de eventos de introdução, sobretudo se provenientes de fontes diferentes, pode diminuir os efeitos da baixa variabilidade genética em populações que receberam apenas propágulos pequenos (SIMBERLOFF, 2009).

Uma vez que ocorra a introdução de uma espécie em um novo ambiente, entender seu real efeito sobre a comunidade que a recebeu demanda não apenas a necessidade de conhecimento prévio sobre as dinâmicas locais, como também um longo período de estudos pós introdução. Este tipo de abordagem é cara, logisticamente difícil e lenta (STRAYER et al. 2006). Uma alternativa ao não conhecimento de cenários pretéritos são estudos retrospectivos baseados em documentações, espécimes depositados em museus, análises de sedimentos, etc. (STRAYER et al. 2006). Visto a dificuldade de avaliar os efeitos de bioinvasões em campo, modelos matemáticos são uma importante ferramenta para a construção desses cenários e o entendimento das consequências de invasões biológicas.

Tais modelos consistem em uma ou mais expressões matemáticas ou ainda regras de comportamento que podem ser usadas para descrever ou prever processos ecológicos (PASTOROK et al., 2002). Uma abordagem cada vez mais utilizada é a Modelagem Baseada no Indivíduo (do inglês Individual Based Model - IBM) no qual a população é constituída por entidades discretas (indivíduos) cujo comportamento segue regras individuais. Dessa forma, a dinâmica populacional resulta da forma como cada indivíduo agiu de acordo com as características individuais dadas a ele, interação com outros indivíduos, posição espacial e também com o meio (GIACOMINI, 2007).

Embora existam trabalhos envolvendo modelos de invasão (TRAVIS et al. 2005; GIACOMINI et al., 2009; EPANCHIN-NIELL & WILEN, 2012), geralmente eles são construídos de forma bastante específica para determinado grupo, necessitando do conhecimento de diversos parâmetros espécie específico para calibrá-lo. Mais comumente encontramos trabalhos em que o risco de estabelecimento de uma espécie invasora é avaliado a partir de suas características de história de vida e características do ambiente em que a espécie pode ser introduzida (por exemplo, o estudo com peixes-leão realizado por Johnston

& Purkis, 2014 e o com mexilhão-dourado, de Barbosa e colaboradores, 2018). Epanchin-Niell & Wilen (2012) propuseram formas de conter a propagação de espécies invasoras a partir de interferências humanas e aproveitamento de recursos da paisagem. Travis e colaboradores (2005) testaram o efeito da adaptação no sucesso de invasão sob diferentes pressões de propágulo, no entanto ela não é o foco da pesquisa.

A nossa proposta foi criar uma ferramenta simples e adaptável a diversas espécies, preenchendo a lacuna a respeito da influência da pressão de propágulos sobre o sucesso de invasões e, principalmente, seu efeito sobre populações nativas. Aqui apresentaremos um modelo em que é possível simular o efeito da pressão de propágulos, sendo possível variar o intervalo entre as introduções, tamanho e número de propágulos liberados em um novo ambiente, permitindo assim estimar seus efeitos sobre o tamanho da população nativa e no sucesso das invasões sob diversas situações.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO DO MODELO

O programa criado em linguagem FORTRAN 90 é um autômato celular, um *grid* bidimensional de células (sítios) de tamanho $L_1 \times L_2$, que representa o espaço. Cada célula pode assumir o estado “0”, “*Sp1*” ou “*Sp2*” que correspondem, respectivamente, a vazio, ocupado pela espécie nativa ou ocupado pela espécie introduzida (não nativa). Cada célula pode corresponder tanto a um indivíduo quanto a uma população de determinada espécie, sendo de livre interpretação para o usuário do modelo, desde que condizente com os valores de parâmetros escolhidos em relação a escala de tempo de cada iteração. Aqui vamos considerar cada célula ocupada como um indivíduo.

O modelo começa com a *Sp1* distribuída aleatoriamente no espaço e esta permanece sozinha até que a variação do tamanho populacional atinja o regime assintótico (estabilização na dinâmica de ocupação do espaço). Neste ponto é possível iniciar a introdução da *Sp2*, que ocorre sempre a partir da borda esquerda do *grid* (Figura 1). A introdução em apenas um local seria equivalente, por exemplo, a introdução de peixes devido a presença de uma piscicultura ou situação que atue como fonte dos propágulos.

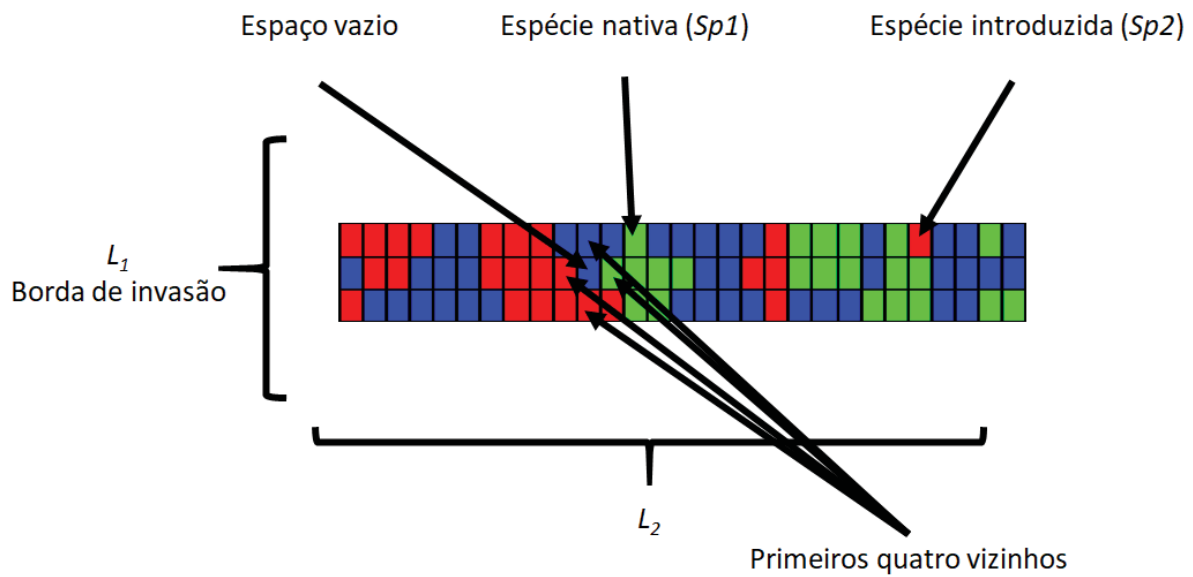


Figura 1: Esquema espacial. Células azuis representam espaços vazios, verdes a espécie nativa e vermelhos a espécie introduzida. Os primeiros quatro vizinhos dos espaços vazios são os candidatos a ocupá-lo. O tamanho do autômato celular usado nas simulações é 25×250 células ($L_1 \times L_2$) e as introduções ocorrem a partir da borda esquerda.

A cada passo de tempo/iteração (n) todas as células da rede podem ser atualizadas, sendo que o estado de cada célula respeita as seguintes regras:

(i) se no tempo n a célula estiver ocupada pela espécie nativa ou pela espécie introduzida, ele poderá receber o estado "0" no tempo $n + 1$ com uma probabilidade d_1 ou d_2 , respectivamente. Estas probabilidades referem-se, portanto, a uma probabilidade de morte;

(ii) se no tempo n a célula estiver vazia, cada um dos quatro primeiros vizinhos que sobreviveram ao passo anterior poderão se propagar para a célula em questão, entretanto apenas uma espécie poderá ocupá-la, como será descrito a seguir. Uma das espécies é sorteada (com probabilidade ponderada pelo número de indivíduos de cada espécie ao redor do sítio vazio) para tentar deixar um descendente no local primeiro. Definida a espécie que tenta primeiro, calculamos a probabilidade desta espécie ocupar o espaço vazio da seguinte forma:

$$p_i = 1 - (1 - b_i)^{v_i},$$

sendo b_i a capacidade natural de propagação de cada indivíduo da espécie i (similar a recrutamento, ou seja, quantidade de indivíduos que chegam a fase reprodutiva e, portanto, tem a chance de contribuir para a manutenção da população) e v_i o número de vizinhos de cada espécie i . A equação acima pode ser entendida da seguinte forma: $1 - b_i$ se refere chance que um indivíduo não se propague para o sítio vazio. Ao elevarmos este valor a v_i temos a chance de que todos os indivíduos de dada espécie não consigam se propagar para o espaço

vago. Diminuindo este valor de 1, obtemos a probabilidade de que ao menos um indivíduo da espécie i tenha sucesso na colonização, ou seja, que o sítio vazio seja ocupado pela espécie i . Em caso de insucesso de propagação, a outra espécie tem a chance de tentar ocupar o lugar. Quando a ocupação ocorre o estado da célula é alterado, caso contrário permanece “0”.

Toda a sequência é repetida até que o tempo máximo (T_{total}) determinado seja alcançado, sendo este definido da seguinte forma:

$$T_{total} = T_{int} + T_{even} + T_{tran} + T_{análise},$$

sendo T_{int} o ano da primeira introdução, T_{even} o número de eventos (sempre em tempos consecutivos) de introdução da $Sp2$, T_{tran} o tempo transiente entre o último evento de introdução e $T_{análise}$ o intervalo de tempo utilizado para reportar a média do tamanho populacional final de cada conjunto de parâmetros. A saída do programa consiste na proporção de ocupação do espaço por cada espécie (número de células onde cada espécie ocorre em relação ao número total de células) a cada tempo. A Figura 2 ilustra a dinâmica do modelo de forma simplificada.

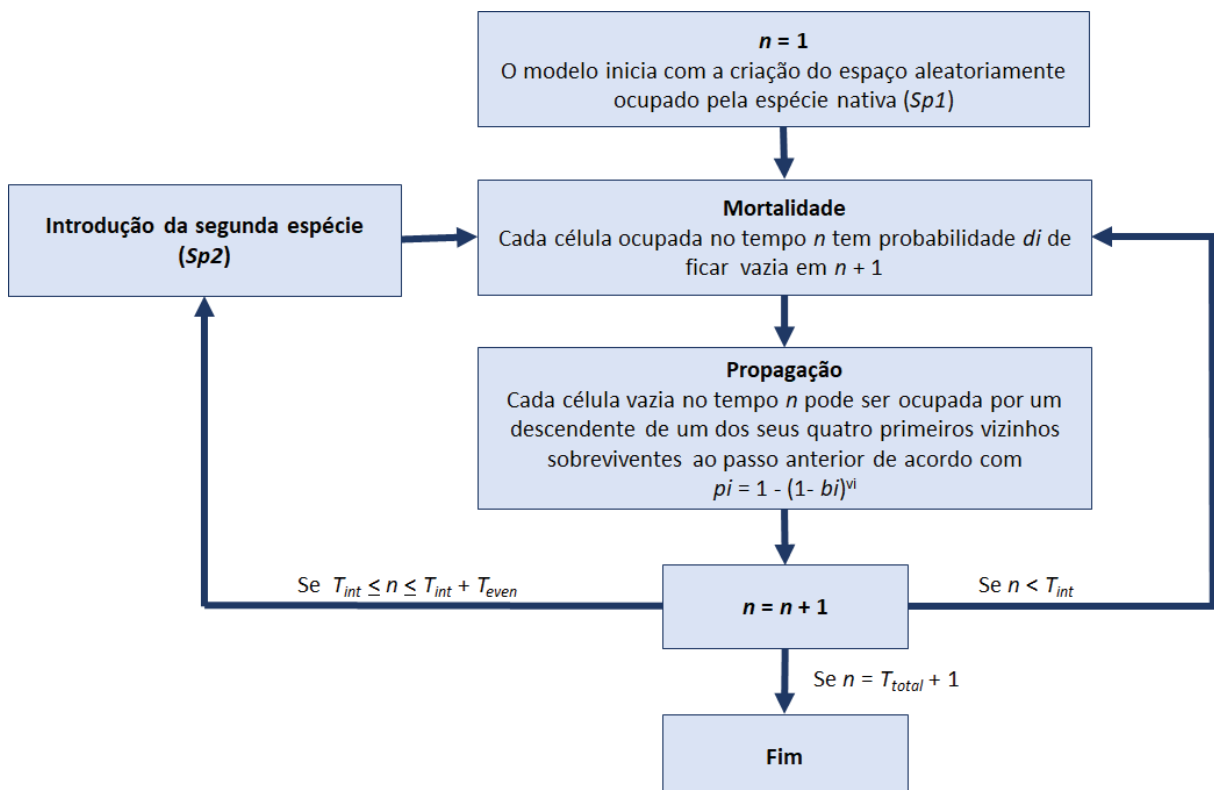


Figura 2: Fluxograma da dinâmica do modelo. O modelo inicia com a criação do espaço aleatoriamente ocupado pela espécie nativa ($Sp1$) e a introdução de uma segunda espécie ($Sp2$) pode acontecer durante o período de tempo determinado (a partir de T_{int} até $T_{int} + T_{even}$). A cada tempo (n) todos os indivíduos são submetidos a uma probabilidade de morrer (d_i) e os sobreviventes têm a chance de se propagar no ambiente (b_i), portanto a chance de um espaço vazio ser ocupado por uma espécie i aumenta com o número de vizinhos desta espécie (v_i). O programa finaliza ao atingir o período de tempo máximo estipulado (T_{total}).

2.2 CENÁRIOS INVESTIGADOS

A fim de entender qual a ocupação máxima do ambiente resultante da combinação dos parâmetros b e d , primeiramente foram feitas simulações apenas com a dinâmica populacional da *Sp1* sozinha em que todas as combinações dos parâmetros ligados a espécie foram feitas ($0 \leq b \leq 1,0$ e $0 \leq d \leq 1,0$; variando a cada 0,01). Esta análise inicial nos permitiu quantificar a ocupação esperada para uma espécie sozinha no ambiente em função destes dois parâmetros.

A partir dos resultados para uma espécie sozinha, escolhemos nove conjuntos de parâmetros (Tabela 1) que resultaram em baixa (20%, cenários A, B e C), média (50%, cenários D, E e F) e alta ocupação (80%, cenário G, H e I) da espécie. Para cada um deles investigamos o impacto (perda populacional) sobre a ocupação da espécie nativa em situação de bioinvasão. Realizamos as simulações variando o tamanho do propágulo (número de indivíduos inseridos por evento de introdução no novo ambiente) e número de propágulos (número de eventos de introdução), sendo este sempre eventos em tempos consecutivos (Tabela 2). Todas as simulações iniciaram com 20% do espaço ocupado pela espécie nativa, independente da combinação de parâmetros b e d que está sendo utilizada. A fim de isolar o efeito puro da pressão de propágulos as espécies foram tratadas como equivalentes (mesmos valores de b e d).

Tabela 1: Combinações de valores de capacidade de propagação (b) e mortalidade (d) nos diferentes cenários investigados. A coluna “Ocupação” mostra a ocupação da espécie nativa na ausência da espécie introduzida.

Cenário	Ocupação (%)	b	d
<i>Sp1</i> sozinha	-	$0 \leq b \leq 1,0^*$	$0 \leq d \leq 1,0^*$
A	22	0,20	0,33
B	21	0,50	0,58
C	20	0,80	0,70
D	50	0,20	0,25
E	50	0,50	0,49
F	50	0,80	0,67
G	80	0,20	0,11
H	80	0,50	0,20
I	80	0,80	0,23

*variando a cada 0,01

Tabela 2: Parâmetros utilizados nas simulações.

Parâmetro	Descrição	Valores investigados
L_1	Número de linhas da matriz	25 linhas
L_2	Número de colunas da matriz	250 colunas
N_{ind}	Tamanho do propágulo	De 25 a 1000 (a cada 25) indivíduos
T_{even}	Número de propágulos	De 5 a 80 (a cada 5) eventos de introdução
$inter$	Intervalo entre os eventos de introdução	1 iteração
T_{int}	Ano (n) da introdução inicial	3001
$T_{análise}$	Intervalo de tempo utilizado para reportar a média do tamanho populacional final de cada simulação	100 iterações para a investigação inicial e 10 iterações para os demais cenários
-	Proporção de sítios ocupados inicialmente pela espécie nativa	0,2
T_{tran}	Intervalo entre o último evento de introdução e os resultados apresentados	50 e 3000 iterações

3 RESULTADOS

3.1 RESULTADOS PARA A ESPÉCIE NATIVA NA AUSÊNCIA DA ESPÉCIE INTRODUZIDA

A dinâmica populacional da *Sp1* se desenvolve ao longo do tempo e a ocupação do espaço converge para seu valor máximo permitido pelo conjunto de parâmetros utilizado em cada simulação (Figura 3a-c). O tempo para atingir o regime assintótico depende do conjunto de parâmetros, variando desde algumas dezenas de iterações (Figura 3c) até mesmo milhares de iterações. Os resultados que apresentamos na Figura 4, se referem a ocupação média da *Sp1* sozinha, variando b e d . Para a maioria dos parâmetros este tempo é suficiente para atingir o regime assintótico, entretanto, para aqueles bem próximos a área vermelha (Figura 4) a extinção pode se tornar mais frequente.

Aproximadamente metade das combinações de b_1 e d_1 levam a população da *Sp1* a proporções de ocupação inferiores a 0,1, muito próximo, ou de fato, à extinção (observe área

vermelha da Figura 4) mesmo na ausência de competidores interespecíficos. Enquanto isso, apenas um pequeno conjunto de parâmetros, todos com mortalidade inferior a 0,1, permite ocupação superior a 90%. Várias ocupações intermediárias ocorrem entre a máxima ocupação do ambiente e a extinção da espécie, sendo a sua variação mais influenciada pela mortalidade (d_I) do que pela capacidade de propagação (b_I).

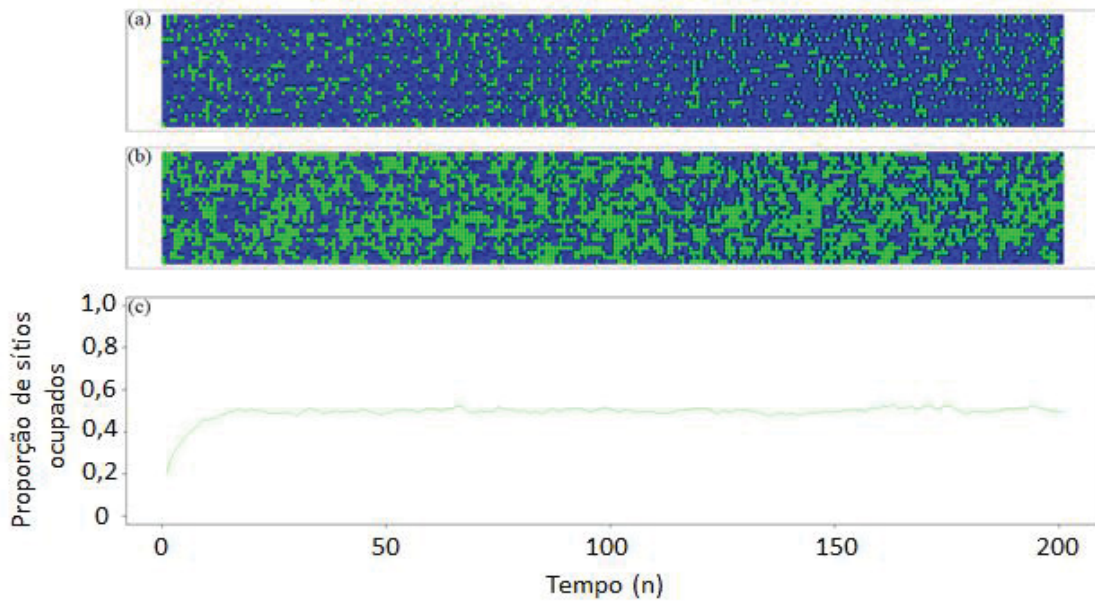


Figura 3: Dinâmica temporal da espécie nativa em ausência de competição considerando $b_I = 0,20$ e $d_I = 0,25$. As imagens (a) e (b), respectivamente representam uma foto espacial inicial ($n = 0$, com ocupação de 20%) e após um período de tempo ($n = 200$, com ocupação de aproximadamente 50%) da simulação. As células azuis se referem a espaços vazios e as verdes a espaços ocupados pela espécie nativa. O gráfico (c) mostra a proporção de células ocupadas (densidade populacional) da espécie nativa ao longo do tempo.

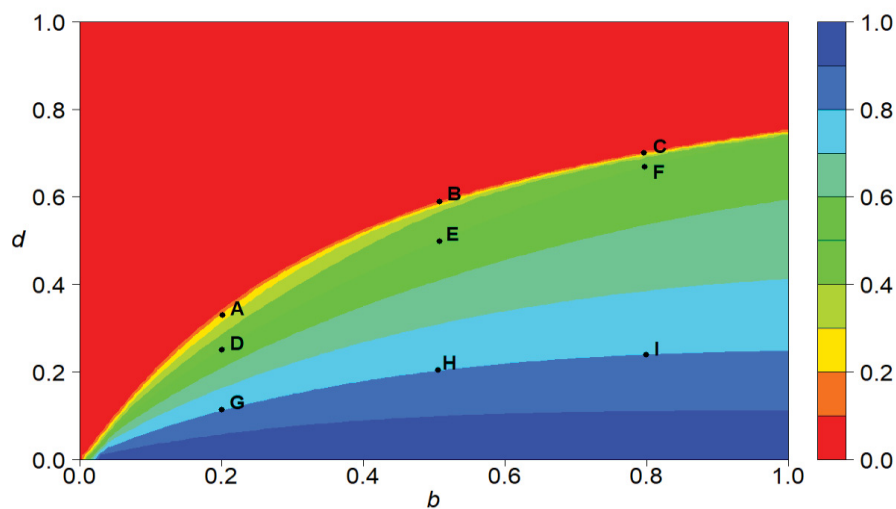


Figura 4: Proporção média de sítios ocupados pela espécie nativa na ausência da espécie introduzida de acordo com sua capacidade de propagação (b_I) e mortalidade (d_I). Escala de cores varia da extinção (vermelho) a completa ocupação da área (azul escuro) e são resultado da média das últimas 100 iterações de 20 simulações (com 3000 iterações) com cada conjunto de parâmetros. Os pontos representam os cenários investigados nas simulações seguintes.

3.2 RESULTADOS PARA A ESPÉCIE NATIVA NA PRESENÇA DA ESPÉCIE INTRODUZIDA

As simulações, para os casos em que uma segunda espécie é introduzida, foram realizadas com valores de parâmetros iguais para a $Sp1$ e $Sp2$, $b_1 = b_2$ e $d_1 = d_2$, variando apenas a intensidade da pressão de propágulos (tamanho, N_{ind} e número de propágulos, T_{even}). A dinâmica populacional da $Sp1$ acontece de forma independente por 3000 iterações (Figura 5a). No passo de tempo seguinte ocorre o início do período de introdução, com a $Sp2$ ocupando sempre os primeiros espaços vazios disponíveis a partir da borda esquerda da matriz (Figuras 5b e 5c representam, respectivamente, o primeiro e o último momento de introdução da simulação exemplificada). Em seguida (Figura 5d), a dinâmica das duas populações passa a ser guiada exclusivamente por seus parâmetros b e d . A Figura 5e e 5f mostram a situação das populações após 50 e 3000 iterações do último evento de introdução da $Sp2$. A flutuação populacional de ambas as espécies durante todo o período simulado está apresentado na Figura 5g.

A presença da $Sp2$ acarreta em perda populacional para a $Sp1$, sendo que a intensidade deste impacto varia entre os parâmetros do modelo e a escala de tempo analisada. As previsões para curto e longo prazo são bastante distintas: enquanto a primeira permite coexistência para a maioria dos parâmetros abordados (Figura 6), na segunda ocorre, predominantemente, extinção da $Sp1$ (Figura 7). A seguir apresentamos os resultados com mais detalhe agrupados em curto e longo prazos.

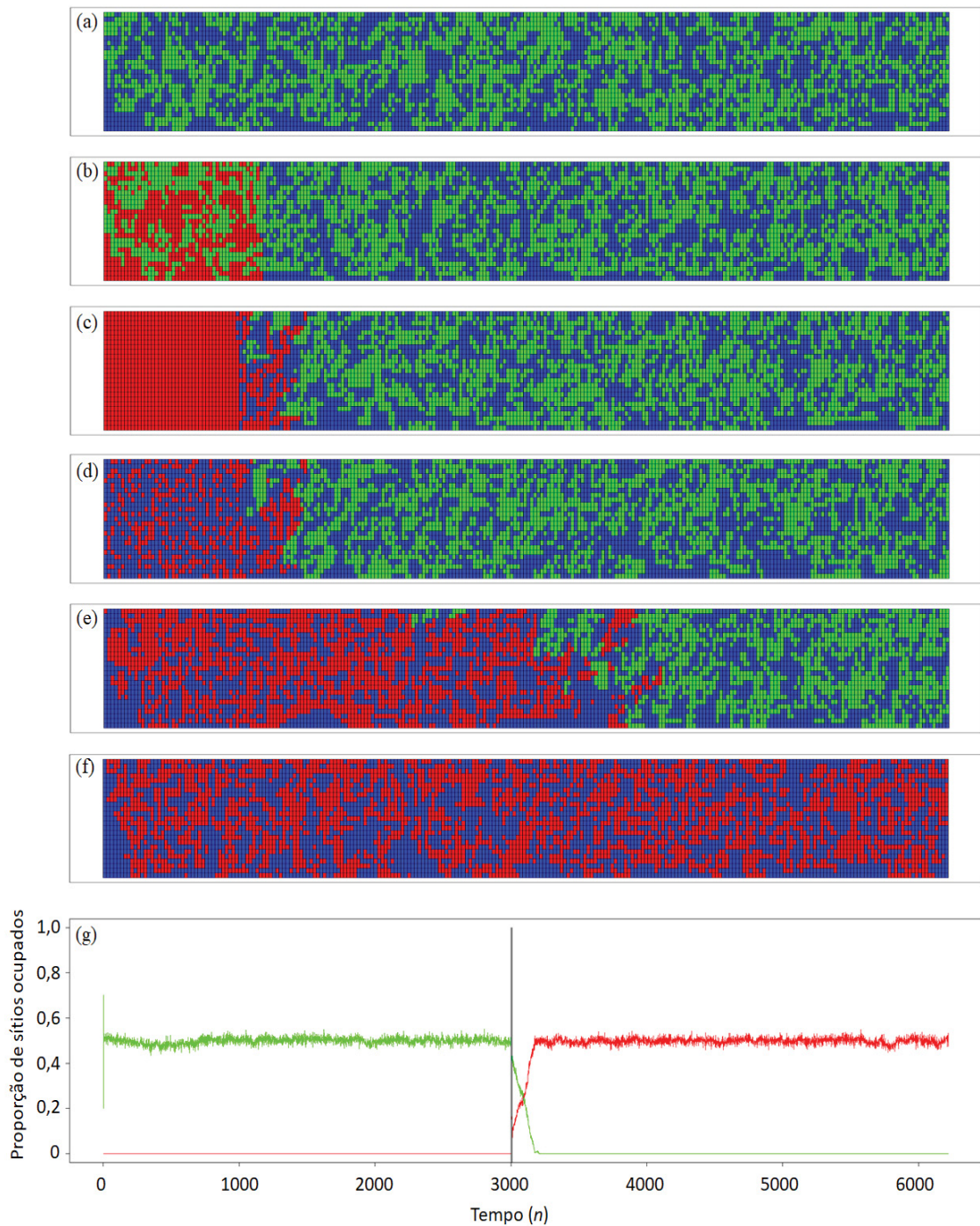


Figura 5: Representação espacial e flutuação das densidades populacionais ao longo do tempo (n). A simulação se refere a uma das repetições do cenário F ($b = 0,80$ e $d = 0,67$, com $N_{ind} = 625$ e $T_{even} = 10$). As células azuis representam espaços vazios, as verdes a espaços ocupados pela espécie nativa (*Sp1*) e as vermelhas a espaços ocupados pela espécie introduzida (*Sp2*). A linha preta vertical assinala o início do período de introdução da *Sp2*. A sequência de imagens mostra: (a) o último tempo antes do início dos eventos de introdução ($n = 3000$), (b) o primeiro e (c) o último evento de introdução ($n = 3001$ e 3010 , respectivamente), (d) o ano seguinte a última introdução ($n = 3011$) e (e) o resultado a curto ($n = 3060$) e a (f) longo prazos ($n = 6210$) (T_{tran} de 50 e de 3000 iterações após o último evento de introdução, respectivamente). O gráfico de linhas (g) mostra a flutuação das densidades populacionais relativas da *Sp1* (verde) e da *Sp2* (vermelha) ao longo do tempo. A extinção da *Sp1* ocorreu em $n = 3214$.

3.2.1 Curto prazo ($T_{tran} = 50$)

Nos cenários de baixa densidade populacional (A, B e C, correspondentes a aproximadamente 20% da ocupação da área) verificamos que o número de eventos de introdução da *Sp2* se torna mais importante à medida que os valores de capacidade de propagação e mortalidade da espécie aumentam (observe que as curvas de nível vão de uma tendência vertical para horizontal ao longo dos gráficos da Figura 6a, 6b e 6c). Especificamente no cenário A a *Sp1* consegue manter sua integridade se o número de indivíduos da *Sp2* introduzidos for baixo, independente do número de propágulos (Figura 6a). A medida que esse valor aumenta (portanto aumenta o número de sítios ocupados) a densidade populacional da *Sp1* decai enquanto a da *Sp2* aumenta. O maior déficit populacional deste cenário é de 55%, para tamanho do propágulo de 16% da área total e número de propágulos maior ou igual a 25. Perdas populacionais de ao menos 50% são observadas a número de propágulo superior ou igual a 10 quando o tamanho de propágulo é de ao menos 14,8%.

Os cenários B e C apresentam comportamento bastante distinto dos demais. Nestes casos, a *Sp2* tem um grande aumento populacional seguido de um declínio mais suave ao longo do tempo. Embora o gráfico do cenário B (Figura 6b) mostre que o espaço total ocupado está dividido entre as duas espécies, excepcionalmente aqui isso não representa grande perda populacional para a *Sp1* que, a curto prazo, mantém 45% da sua população sob a máxima pressão de propágulos avaliada. O cenário C segue o padrão semelhante, porém o declínio populacional da *Sp1* é ainda mais acelerado pela introdução *Sp2* do que no caso anterior (Figura 8).

Nos cenários de média ocupação (D, E e F, 50% de ocupação) a relação de dependência dos resultados com número de propágulos a curto prazo é menos intenso que nos cenários de baixa ocupação (Figura 6d, 6e e 6f). O cenário D apresenta baixíssima influência em relação ao número de propágulos, mostrando uma leve resistência a poucos eventos de introdução mesmo a intensidades maiores de tamanho de propágulo. Sua ocupação final a curto prazo decai à medida que o tamanho do propágulo aumenta, reduzindo sua ocupação à 30% da área ocupada inicialmente quando o tamanho do propágulo chega a 16% da área total e ocorrem ao menos 70 eventos de introdução. No cenário E, a *Sp1* consegue manter seu tamanho original apenas a baixa pressão de propágulos (poucos eventos em pouca quantidade) entretanto se mostra mais resistente, quando comparado à D, para alta pressão de propágulo (muitos eventos em muita quantidade). Este aumento de resistência da *Sp1* não

persiste no cenário F, que apresenta os piores resultados: sob baixa pressão de propágulos apenas 72% da população é preservada, enquanto que sob alta pressão apenas 16% se mantém.

Nos cenários com 80% de ocupação (G, H e I) a tendência não é a mesma apresentada nos casos anteriores. Em todos casos a *SpI* apresenta grande resistência ao número de propágulo quando sua intensidade é baixa (faixa vertical azul nas Figura 6g, 6h e 6i). No cenário G o ponto em que o aumento da pressão de propágulos não é mais relevante (extinção da *SpI*) ocorre aproximadamente aos 20 eventos de introdução e tamanho do propágulo de 11%, enquanto nos casos H e I, não é possível identificar esse ponto uma vez que a *SpI* não chegou a extinção dentro dos parâmetros utilizados nas simulações (populações mínimas com 22 e 36% da população original, respectivamente).

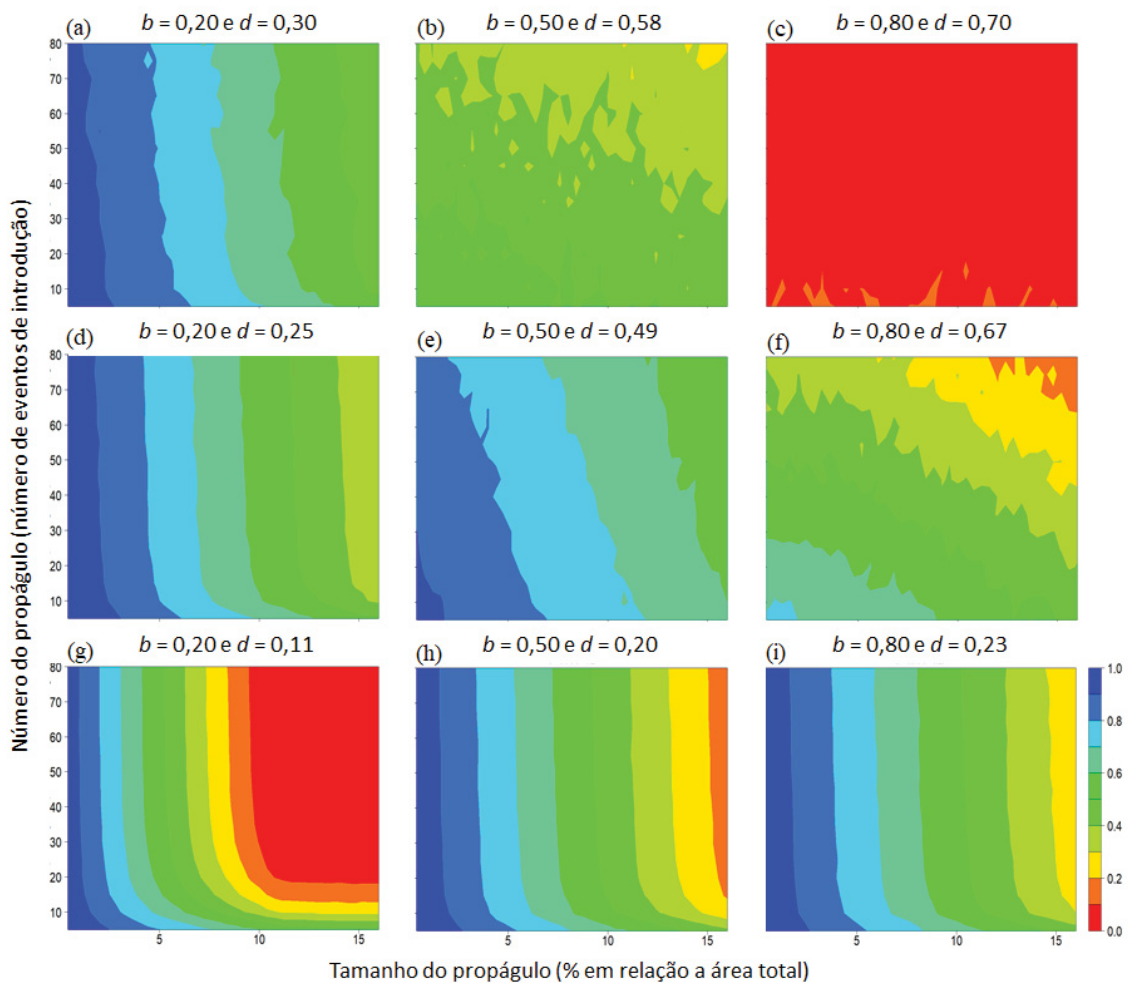


Figura 6: Proporção espécie nativa sobre a área ocupada nos cenários a curto prazo (média de 10 iterações após um intervalo de 50 anos desde o último evento de introdução da segunda espécie). As imagens (a), (b) e (c) apresentam resultados para cenários de baixa ocupação da área (20%); (d), (e) e (f) para média ocupação (50%) e (g), (h) e (i) alta ocupação (80%). Escala de cores varia da extinção (vermelho) a ocupação máxima da área (azul escuro) referente ao conjunto de parâmetros b (capacidade de propagação) e d (mortalidade) utilizados.

3.2.2 Longo prazo ($T_{tran} = 3000$)

Para baixa ocupação (Figura 7a, 7b e 7c) o panorama é mais drástico, comparado ao de curto prazo, uma vez que a extinção da *SpI* esteve presente em quase todas as combinações de parâmetros. No cenário A a coexistência entre as espécies ocorre apenas em situações de baixa intensidade de tamanho do propágulo e com tamanho populacional da *SpI* inferior a 50% do tamanho populacional original. Nos cenários B e C a extinção é completa em todas as combinações de parâmetros. Vale ressaltar que as extinções em B e C também podem ser fruto de eventos aleatórios uma vez que quanto menor a densidade populacional maior a chance de extinção (Figura 8).

Para os casos de ocupação média (50%, Figura 7d, 7e e 7f), apenas o cenário D consegue manter uma população no ambiente, variando de 58% da ocupação inicial quando o tamanho do propágulo é mínimo, até a extinção, quando os valores de tamanho e número de propágulos são de no mínimo 10% e 12%, respectivamente.

Quando observamos os cenários com 80% de ocupação (Figura 7g, 7h e 7i), verificamos que a relação entre a ocupação da *SpI* e o número de propágulos se mantém quando comparado aos resultados a curto prazo (Figura 6g, 6h e 6i). O cenário G é o mais variável em termos de ocupação populacional resultante, oscilando quase da máxima ocupação possível para a espécie (96% da ocupação inicial nas menores combinações possíveis dos parâmetros avaliados) até a extinção (que ocorre a um tamanho de propágulo inferior aos necessários nos cenários H e I) (Figura 7g). O cenário H tem ocupação máxima próxima a 90% e apresentou maior resistência a extinção que os outros casos (Figura 7h, menor área vermelha em comparação aos cenários mostrados nos quadros g e i da mesma figura). No cenário I (Figura 7i), a máxima ocupação atingida é de 66% e sua área de extinção é intermediária aos cenários G e H.

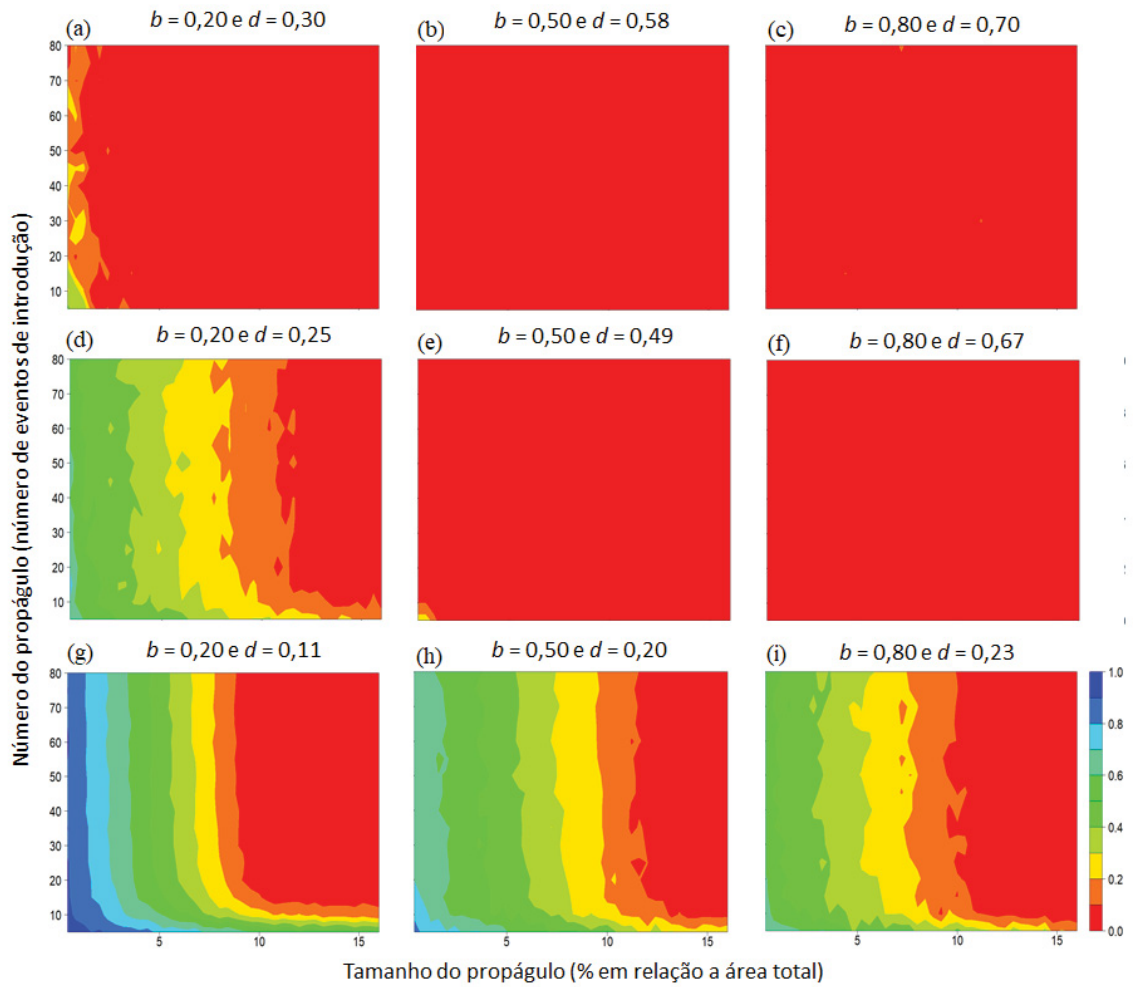


Figura 7: Proporção espécie nativa sobre a área ocupada nos cenários a longo prazo (média de 10 iterações após um intervalo de 3000 anos desde o último evento de introdução da segunda espécie). As imagens (a), (b) e (c) apresentam resultados para cenários de baixa ocupação da área (20%); (d), (e) e (f) para média ocupação (50%) e (g), (h) e (i) alta ocupação (80%). Escala de cores varia da extinção (vermelho) a ocupação máxima da área (azul escuro) referente ao conjunto de parâmetros b (capacidade de propagação) e d (mortalidade) utilizados.

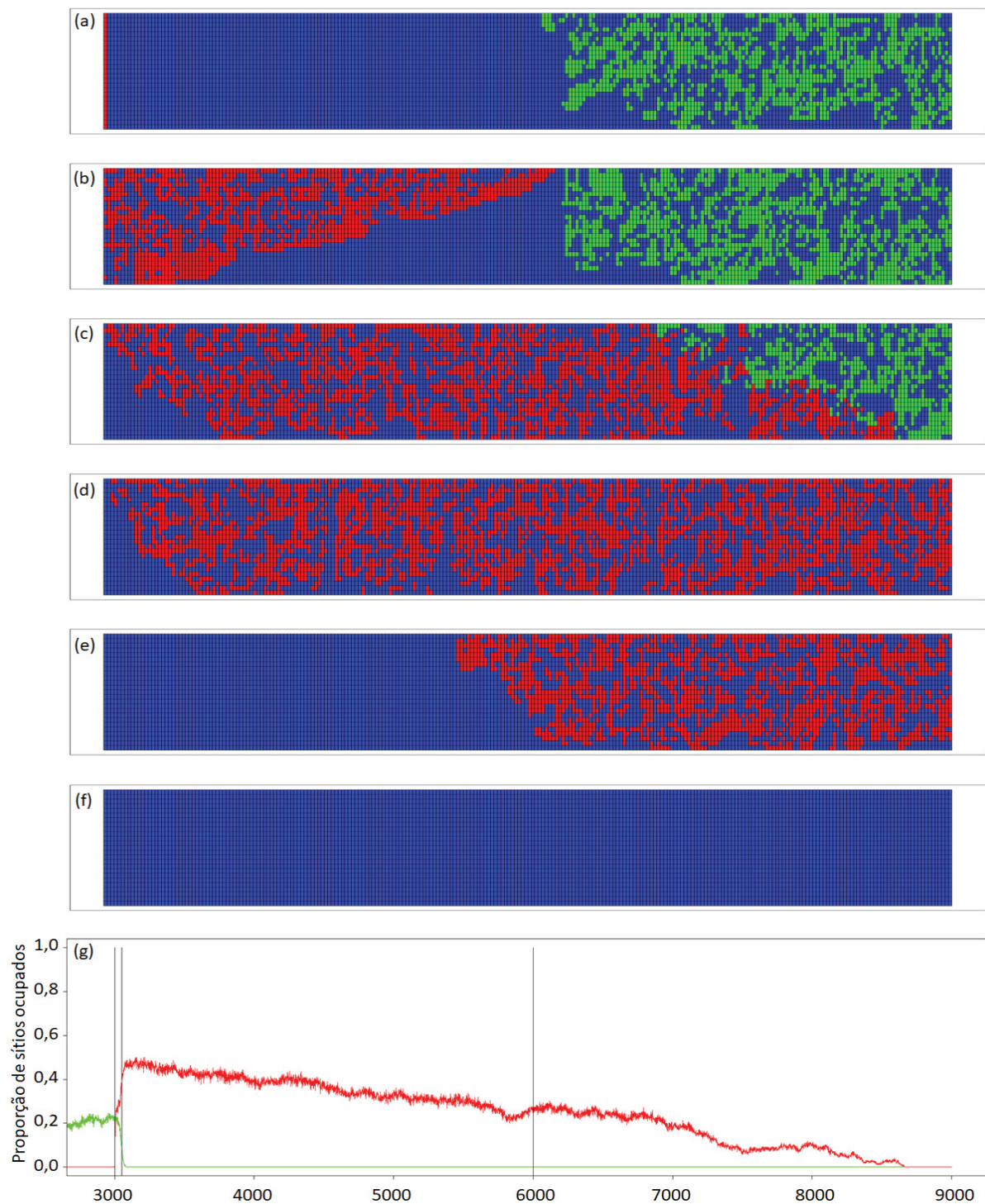


Figura 8: Representação espacial e flutuação das densidades populacionais ao longo do tempo (n). A simulação se refere a uma das repetições do cenário C ($b = 0.80$ e $d = 0.70$, com $N_{ind} = 25$ e $T_{even} = 5$). As células azuis representam espaços vazios, as verdes a espaços ocupados pela espécie nativa (*Sp1*) e as vermelhas a espaços ocupados pela espécie introduzida (*Sp2*). As linhas verticais em (g) representam, da esquerda para direita, o momento da primeira introdução e resultados a curto e longo prazos (T_{tran} de 50 e 3000 anos desde o último evento de introdução, respectivamente). A sequência de imagens mostra: (a) o primeiro e (b) o último evento de introdução ($n = 3001$ e 3005 , respectivamente), (c) o resultado a curto ($n = 3055$) e (f) longo prazo ($n = 6005$) (T_{tran} de 50 e de 3000 iterações após o último evento de introdução, respectivamente). O gráfico de linhas (g) mostra a flutuação das densidades populacionais relativas das populações da *Sp1* (verde) e da *Sp2* (vermelha) ao longo do tempo. A extinção ocorreu em $n = 3086$.

4 DISCUSSÃO

Ao citar o trabalho de Morrison (2002) sobre Formigas-de-fogo, Strayer e colaboradores (2006) deixam claro a importância de se realizar estudos em diferentes momentos pós invasões: conclusões baseadas em diferentes períodos de tempo podem ser completamente distintas e nenhuma delas corresponde ao efeito real gerado pela introdução de uma nova espécie ao ambiente, que é mutável ao longo do tempo. Corroborando essa ideia, nossos resultados mostraram que, para maior parte dos parâmetros estudados, a coexistência das espécies observada a curto prazo é apenas um transiente para o impacto causado pela introdução da *Sp2* em um prazo maior (população nativa ainda mais reduzida ou até mesmo extinta). Essa diferença de resultados se deve ao fato do sistema não ter tido tempo o suficiente para alcançar a estabilidade (período assintótico) após a introdução da segunda espécie quando observamos os resultados a curto prazo.

A longo prazo, populações maiores se mostraram mais resistentes a pressão de propágulos que as menores. Isso acontece porque populações de maior tamanho estabilizam mais rapidamente que populações menores, note que as simulações referentes aos cenários com ocupações de 80% apresentam padrões semelhantes entre os dois prazos analisados (Figuras 6g-i e 8g-i). Isso pode ser resultado de uma maior imposição de interação que essas populações sofrem. Devido a alta densidade populacional, populações grandes são forçadas a uma maior intensidade de interação entre as espécies do que populações pequenas, gerando maior competição pelo espaço disponível e, conseqüentemente, um maior e mais rápido impacto causado pela introdução de uma segunda espécie. Em contrapartida, populações menores são menos obrigadas a interagir uma com a outra, precisando de mais tempo ou de uma pressão de propágulos maior (se restringirmos a análise a curto prazo) para causar o mesmo efeito.

Há muito tempo se tem a ideia de que populações pequenas têm maior chance de serem extintas que populações abundantes (MACARTHUR & WILSON, 1967). Trabalhos como os de Berger (1990), Dale (2001), Matthies et al. (2004), Newman & Pilon (1997) e Schoener & Spiller (1992) que utilizaram diferentes abordagens e grupos biológicos corroboram essa ideia. Dessa forma, espécies raras ou com populações reduzidas devido a outros fatores estão mais sujeitas a extinção mediada por estocasticidade demográfica, ambiental ou catástrofes ambientais (LANDE, 1993). Considerando que os cenários de baixa ocupação sejam o equivalente a espécies raras, nossos resultados reafirmam a ideia da sua maior vulnerabilidade a eventos estocásticos (neste caso principalmente a estocasticidade

demográfica), observável não apenas nas áreas vermelhas presentes nas figuras 6c e 8a-c, mas também a extinção da *Sp2* no cenário C (Figura 8). Tal resultado é bastante preocupante em termos de manutenção do funcionamento de ecossistemas, pois a maior parte das espécies são raras e suportam funções ecossistêmicas também raras (MOUILLOT et al. 2013).

Uma outra situação que facilita extinções em qualquer dos cenários é o agrupamento dos indivíduos (GIACOMINI, 2007). Na natureza subpopulações estão mais sujeitas a extinção resultante de eventos estocásticos devido ao baixo tamanho populacional. Por exemplo, uma população reduzida em um único ponto pode ser mais facilmente completamente dizimada por um desastre ambiental do que se seus indivíduos estiverem espalhados no ambiente e/ou a população for mais abundante. Em nosso modelo essa facilitação de extinção não ocorre em função do agrupamento, no entanto, quando ele ocorre, existe uma maior dificuldade para que os indivíduos encontrem sítios livres próximos para reproduzir. Observamos que as espécies tenderam a agrupamentos ao longo do espaço, tendo eles ocorridos de forma natural (sem a influência de outra espécie) ou em resposta a pressão da outra espécie (“paredões” exclusivos de uma espécie serviram como barreira a dispersão da outra). O primeiro caso, prévio a introdução da *Sp2*, é mais comum nos cenários com 20 e 50% de ocupação, e possivelmente intensifica as extinções, justificando os resultados observados.

A utilização dos mesmos parâmetros (b e d) faz com que, da perspectiva do modelo, as espécies sejam ecologicamente iguais e, conseqüentemente, iguais competidoras. Mesmo que haja espaço disponível a introdução de uma nova espécie sempre afetará a população nativa. Isto ocorre porque, como competidoras pelo mesmo recurso (que neste caso se refere a ocupação de células), a máxima ocupação do ambiente deve ser partilhada por ambas as espécies. Assim, uma vez que a espécie nativa é excluída do ambiente e os eventos de introdução cessam, o tamanho populacional da espécie introduzida fica limitado pela combinação dos parâmetros b_2 e d_2 .

Entender o efeito desses parâmetros não é óbvio na dinâmica. Vemos uma tendência do risco de extinção aumentar (analisando o tamanho da área vermelha dos gráficos da Figura 7) tanto entre as ocupações (gráficos que estão em uma mesma coluna, em que apenas d varia) quanto dentro de uma mesma ocupação (mesma linha, em que b e d variam). Esta última observação sugere que o aumento da natalidade não compensa o efeito da mortalidade quando a invasora está presente, ao contrário de quando ela não está presente (uma vez que, quando sozinha estes parâmetros promovem uma mesma ocupação). O aumento da mortalidade proporciona um aumento de espaços vazios para novas colonizações, o que pode estar

favorecendo as invasões. Entretanto, houve exceção a esta tendência (observe que houve diminuição da área vermelha quando comparamos Figura 7g e Figura 7h). Apesar do aumento da mortalidade proporcionar novos espaços vazios, a alta natalidade permite que a colonização seja feita pela mesma espécie que o desocupou. Outro ponto é que a maior influência do parâmetro d sobre os resultados pode ser explicado pelo fato dele operar sobre todos os indivíduos, enquanto b depende não apenas da existência de espaços disponíveis para ocupação, mas também da identidade dos seus vizinhos, portanto, a relação entre o crescimento da população e o valor de b utilizado não é direta.

Por fim, na maior parte dos cenários foi possível perceber a rápida estabilização do resultado em relação ao incremento do número de eventos de invasão (número do propágulo). Isso corrobora a ideia de “curva dose-resposta” entre a pressão de propágulos e o sucesso da invasão, na qual torna-se redundante o aumento do esforço de introdução após um valor (saturação) (LOCKWOOD et al., 2005; RUIZ & CARLTON, 2003). Ainda que nosso trabalho contribua para um melhor entendimento da forma dessa curva, bem como da compreensão da influência do tamanho e do número de propágulos, um outro fator associado, não foi avaliada no presente trabalho: o intervalo entre os eventos de introdução. Como mencionado anteriormente, o número de propágulos pode compensar os efeitos estocásticos relacionados a populações pequenas, no entanto, o intervalo entre eles pode ser um fator decisivo para garantir o estabelecimento da espécie introduzida. Diferentes espécies, e até mesmo diferentes populações de uma mesma espécie, podem possuir histórias de vida distintas devido as interações bióticas e abióticas nos locais em que estão inseridas, resultando em diferentes taxas de crescimento populacional e, conseqüentemente, necessitando de intervalos mínimos distintos entre os eventos de introdução para garantir sua manutenção.

Em conclusão, nosso trabalho alerta para o risco de introduções de espécies em novos ambientes, mesmo a baixa pressão de propágulos. Demonstramos que pequenas introduções podem resultar em populações capazes de se estabelecer e proliferar no ambiente, causando sérios danos a integridade populacional de uma espécie nativa bem estabelecida. Considerando que tratamos a espécie introduzida como uma equivalente a nativa e que espécies com potencial invasor possuem características que permitem superar a espécies residentes, os cenários resultantes tendem a ser ainda mais drásticos. Além disso, análises de curto prazo muitas vezes não são suficientes para avaliar o impacto gerado pela introdução de uma nova espécie no ambiente. Assim, o uso de modelos de longo prazo se mostra uma interessante ferramenta para auxiliar políticas claras de manejo para reduzir as pressões de propágulos e, conseqüentemente, invasões.

REFERÊNCIAS

BARBOSA, N. P. U.; FERREIRA, J. A.; NASCIMENTO, C. A. R.; SILVA, F. A.; CARVALHO, V. A.; XAVIER, E. R. S.; RAMON, L.; ALMEIDA, A. C.; CARVALHO, M. D.; CARDOSO, A. V. Prediction of future risk of invasion by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857)(Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) in Brazil with cellular automata. **Ecological Indicators**, 2018.

BERGER, J. Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. **Conservation Biology**, v. 4, n. 1, p. 91-98, 1990.

CAMBRAY, J. A. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. **Hydrobiologia**, v. 500, n. 1-3, p. 217-230, 2003.

CARACO, N. F.; COLE, J. J.; STRAYER, D. L. Top down control from the bottom: regulation of eutrophication in a large river by benthic grazing. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1part2, p. 664-670, 2006.

CASSEY, P.; DELEAN, S.; LOCKWOOD, J. L.; SADOWSKI, J.; BLACKBURN, T. M. Dissecting the null model for biological invasions: A meta-analysis of the propagule pressure effect. **PLoS biology**, v. 16, n. 4, p. e2005987, 2018.

DALE, S. Female-biased dispersal, low female recruitment, unpaired males, and the extinction of small and isolated bird populations. **Oikos**, v. 92, n. 2, p. 344-356, 2001.

DROLET, D.; LOCKE, A. Relative importance of propagule size and propagule number for establishment of non-indigenous species: a stochastic simulation study. **Aquatic Invasions**, v. 11, n. 1, 2016.

EPANCHIN-NIELL, R. S.; WILEN, J. E. Optimal spatial control of biological invasions. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 63, n. 2, p. 260-270, 2012.

GIACOMINI, H. C. Sete motivações teóricas para o uso da modelagem baseada no indivíduo em ecologia. **Acta Amazonica**, p. 431-446, 2007.

GIACOMINI, H. C.; MARCO JR, P.; PETRERE JR, M. Exploring community assembly through an individual-based model for trophic interactions. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 1, p. 23-39, 2009.

HOLLE, B. V.; SIMBERLOFF, D. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. **Ecology**, v. 86, n. 12, p. 3212-3218, 2005.

IUCN – International Union for Conservation of Nature (2017). Invasive alien species and climate change. Disponível em:

<https://www.iucn.org/sites/dev/files/ias_and_climate_change_issues_brief_final.pdf>

JOHNSTON, M. W.; PURKIS, S. J. Lionfish in the eastern Pacific: a cellular automaton approach to assessing invasion risk. **Biological Invasions**, v. 16, n. 12, p. 2681-2695, 2014.

LANDE, R. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. **The American Naturalist**, v. 142, n. 6, p. 911-927, 1993.

LOCKWOOD, J. L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. The role of propagule pressure in explaining species invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 5, p. 223-228, 2005.

LÖVEI, G. L. Biodiversity: global change through invasion. **Nature**, v. 388, n. 6643, p. 627, 1997.

MACARTHUR R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography.**, 1st edition. Princeton: Princeton University Press. 1967.

MATTHIES, D.; BRÄUER, I.; MAIBOM, W.; TSCHARNTKE. Population size and the risk of local extinction: empirical evidence from rare plants. **Oikos**, v. 105, n. 3, p. 481-488, 2004.

MOONEY, H. A. (2005). *Invasive alien species: a new synthesis* (Vol. 63, pg.36). Island press.

MOUILLOT, D.; BELLWOOD, D. R.; BARALOTO, C.; CHAVE, J.; GALZIN, R.; HARMELIN-VIVIEN, M.; KULBICKI, M.; LAVERGNE, S.; LAVOREL, S.; MOUQUET, N.; PAINE, C. E. T.; RENAUD, J.; THUILLER, W. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. **PLoS biology**, v. 11, n. 5, p. e1001569, 2013.

NEWMAN, D.; PILSON, D. Increased probability of extinction due to decreased genetic effective population size: experimental populations of *Clarkia pulchella*. **Evolution**, v. 51, n. 2, p. 354-362, 1997.

PASTOROK, R. A.; BARTELL, S. M.; FERSON, S. **Ecological modeling in risk assessment: Chemical effects on populations, ecosystems, and landscapes.** Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, 2002.

RUIZ, G. M.; CARLTON, J. T. Invasion vectors: a conceptual framework for management. **Invasive species: vectors and management strategies**, p. 459-504, 2003.

SCHOENER, T. W.; SPILLER, D. A. Is extinction rate related to temporal variability in population size? An empirical answer for orb spiders. **The American Naturalist**, v. 139, n. 6, p. 1176-1207, 1992.

SHAFFER, M. L. Minimum population sizes for species conservation. **BioScience**, v. 31, n. 2, p. 131-134, 1981.

SIMBERLOFF, D. The role of propagule pressure in biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 81-102, 2009.

STRAYER, D. L.; EVINER, V. T.; JESCHKE, J. M.; PACE, M. L. Understanding the long-term effects of species invasions. **Trends in ecology & evolution**, v. 21, n. 11, p. 645-651, 2006.

TRAVIS, J. M. J.; HAMMERSHØJ, M.; STEPHENSON, C. Adaptation and propagule pressure determine invasion dynamics: insights from a spatially explicit model for sexually reproducing species. **Evolutionary Ecology Research**, v. 7, n. 1, p. 37-51, 2005.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997.

VITOUSEK, P. M.; LLOYD L. L.; WESTBROOKS R. Biological invasions as global environmental change. **American Scientist** 84: 468–478, 2017.

VITULE, J. R. S. O.; FREIRE, C. A.; VAZQUEZ, D. P.; NEZ, M. A. N.; SIMBERLOFF, D. Revisiting the potential conservation value of non-native species. **Conservation biology**, v. 26, n. 6, p. 1153-1155, 2012.

CAPÍTULO 2

AMBIENTES POLUÍDOS FACILITAM O ESTABELECIMENTO DE TILÁPIAS DO NILO (*Oreochromis niloticus*)?

Angie Thaisa da Costa Souza¹, Jean Ricardo Simões Vitule², Ciro Alberto de Oliveira Ribeiro³ e Sabrina Borges Lino Araujo⁴.

¹Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas, Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Laboratório de Ecologia e Evolução de Interações.

²Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Departamento de Engenharia Ambiental, Laboratório de Ecologia e Conservação

³Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Celular, Laboratório de Toxicologia Aquática.

⁴Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Exatas, Departamento de Física, Laboratório de Ecologia e Evolução de Interações.

Resumo

Invasões biológicas estão entre as principais causas de perda de biodiversidade, sendo responsáveis pelo deslocamento de espécies, homogeneização de ambientes, fragmentação de habitats de espécies nativas e até mesmo facilitando bioinvasão secundária. Neste contexto, estudar invasões é fundamental para a criação de estratégias de manejo e conservação. Sabe-se que a presença de poluentes na água do Alto Rio Iguaçu impacta espécies nativas e há evidências que a redução da qualidade da água aumenta a oportunidade para a ocupação de espécies invasoras. Neste trabalho avaliamos a taxa de crescimento e sobrevivência de *Oreochromis niloticus* (Tilápia do Nilo), quando expostos de forma subcrônica à água poluída do Alto Iguaçu e projetamos seus efeitos em nível populacional utilizando modelagem matemática como ferramenta. Na modelagem, avaliamos o efeito da introdução de 50 indivíduos de Tilápia sobre o tamanho populacional de uma espécie nativa fictícia a curto e a longo prazo. As espécies foram tratadas como equivalentes na ausência de poluentes e a presença deste foi modelada aumentando as taxas de mortalidade (impacto causado pelo poluente) de ambas as espécies, sendo este valor fixado experimentalmente para tilápias e amplamente explorado para a espécie nativa. Os resultados a curto prazo não indicam influência significativa entre a introdução de tilápias e o declínio populacional da espécie nativa. No entanto, a longo prazo, a presença da invasora causa alta redução da população nativa podendo levar esta à extinção mesmo quando esta não é muito sensível ao poluente.

Palavras-chave: ameaça, bioinvasão, espécie invasora, modelos ecológicos, poluição.

1 INTRODUÇÃO

Invasões biológicas estão entre as principais causas de perda de biodiversidade, sendo responsáveis pelo deslocamento e perda de espécies, homogeneização de ambientes, fragmentação de habitats de espécies nativas e até mesmo facilitando a colonização por outras espécies invasoras (SIMBERLOFF, 1999; LOCKWOOD et al., 2007; GALLARDO et al. 2016). Tais impactos podem ocorrer por hibridização, transmissão de doenças, predação, competição por recursos ou mesmo por alterações nas características ambientais que levem a impossibilidade a permanência de espécies nativas e/ou que facilitem o estabelecimento de novas espécies invasoras (CANONICO et al., 2005; ATTAYDE et al., 2011; SIMBERLOFF, 1999; SIMBERLOFF et al., 2013; GALLARDO et al. 2016). Há mais de 3000 registros de introdução de espécies de peixes em novos locais, das quais quase a totalidade corresponde a espécies de água doce (VITULE, 2009). Infelizmente essa “ameaça invisível”, como é chamada por Vitule (2009), geralmente não é percebida em seus estágios iniciais, chamando atenção apenas quando atingem um nível de dano irreversível às comunidades locais.

Além da influência de interações bióticas, a formação de comunidades aquáticas é moldada por características físico-químicas próprias de determinado habitat (JACKSON et al. 2001). Dessa forma, alterações nas condições ambientais podem resultar em mudanças nas comunidades de peixes locais. Os trabalhos de Reash e Berra (1987) e Cunico et al. (2006) já demonstraram diferenças na composição de comunidades de peixes ao longo de ecossistemas aquáticos impactados com micropoluentes, onde foi observada a redução da riqueza e dominância de espécies mais tolerantes nas áreas mais afetadas. Com base nessas informações, a falta de um sistema de esgoto sanitário e industrial adequados, regulação do uso e descarte de produtos tóxicos e crescimento irregular de centros urbanos resultam na diminuição da qualidade da água e aumentam a oportunidade para a ocupação de espécies invasoras. Segundo o Instituto Trata Brasil (2019) apenas 51,92% da população brasileira têm acesso a coleta de esgoto e menos de 45% do que é coletado recebe tratamento.

O Alto Rio Iguaçu é responsável por 78% da demanda total para abastecimento público da bacia e próximo a Curitiba e região metropolitana, encontra-se com qualidade de água inferior ao desejável devido ao despejo de resíduos provenientes de uso urbano e da intensa atividade industrial (SEMA, 2010). Além disso, é considerado o segundo rio urbano mais poluído do Brasil (IBGE, 2008). Apesar dessa condição, o Rio Iguaçu possui alto grau de endemismo de espécies de peixes, sendo que das 100 espécies descritas ao longo de sua

extensão cerca de 70% são endêmicas e a maior parte delas ameaçada de extinção (DAGA et al., 2016), tornando clara a necessidade preservação desse importante ecossistema.

Oreochromis niloticus (Tilápia do Nilo) é uma das 21 espécies não nativas presentes no rio Iguaçu (DAGA et al., 2016). De origem africana, essa espécie foi levada a diversos países para uso comercial e, no Rio Iguaçu, está presente em mais de 55% dos reservatórios (DAGA et al., 2016). *O. niloticus* apresenta uma alta plasticidade fisiológica a variações ambientais (LIKONGWE et al., 1996; WILSON et al., 2009) e alimentar (SHALLOOF et al., 2009), além de um crescimento relativamente rápido com alta capacidade reprodutiva (rápida maturação sexual, múltiplas desovas ao longo do ano e cuidado parental) (LUNG'AYIA, 1994, PETERSON et al., 2004; TACON et al., 1996). Todas essas características reunidas favorecem não somente seu uso em cultivo mas também facilitam a sua introdução, proliferação e estabelecimento em ambientes naturais.

Diversos impactos negativos já foram registrados para esta espécie que é considerada uma “peste potencial” pelo FISHBASE. Dentre elas se destacam o efeito negativo sobre abundância de fitoplâncton e transparência da água, contribuição para o processo de eutrofização em decorrência do acúmulo de nutrientes na água resultante de sua produção intensiva, hibridização e redução populacional de espécies nativas (ATTAYDE et al., 2007, 2011; BITTENCOURT et al., 2015; CANONICO et al., 2005). A união do seu alto potencial invasor aos danos para a biota nativa registrados em diversos países, bem como o registro de sua associação a ambientes poluídos (LINDE et al., 2008) justifica a escolha da mesma para a realização do presente estudo.

Neste trabalho realizamos um experimento para estimar o impacto da qualidade da água do Rio Iguaçu sobre a sobrevivência e crescimento corpóreo de Tilápia do Nilo. Para isso espécimes de juvenis foram expostos de forma subcrônica à água do rio Iguaçu com o intuito de avaliar as respostas biológicas relacionando-as com a exposição aos micropoluentes presentes na água. Adicionalmente, com a avaliação dos efeitos biológicos foi possível entender a influência de poluentes nos processos de bioinvasão, simulando assim a competição entre uma espécie nativa fictícia e a Tilápia em um cenário de poluição. Uma vez que a robustez da Tilápia é reconhecida (CUVIN-ARALAR et al., 1995; ZAMBRANO et al., 2006; GUTIERRE et al., 2014), assumimos que sua competidora nativa sofre um impacto maior ou, no mínimo, igual ao da Tilápia. As simulações avaliaram a variação populacional destas espécies a curto e longo prazo sob diferentes intensidades de impactos sobre a nativa. A fim de facilitar as considerações utilizadas na modelagem, este capítulo apresenta métodos

e resultados do experimento e em seguida os métodos e resultados da modelagem. A discussão, tanto do experimento quanto do modelo é apresentada em seguida.

2 MATERIAL E MÉTODOS - EXPERIMENTO

2.1 PONTO DE COLETA E ANÁLISES DA QUALIDADE DA ÁGUA

As coletas de água para a fase experimental do trabalho foram realizadas semanalmente no rio Iguaçu (W49°41'36'', S25°59'86''), Parque das Pontes, município de Araucária-PR (Anexos, figuras 1 e 2), no período entre 19/01/2016 a 24/03/2016. Neste ponto do rio a água já passou pelas regiões de maior atividade antrópica e industrial de Curitiba e região metropolitana e, possivelmente, é uma das áreas mais poluídas do rio na região da bacia Alto Iguaçu.

Amostras de água de cada coleta (100 ml/coleta) foram armazenadas em garrafas esterilizadas, preservadas com 0,5% de ácido nítrico e armazenadas sob refrigeração para posterior envio para análise de metais tóxicos (Cu, Mn, Fe, Ni, Cd, Pb, Cr, Co e Zn) realizada pelo Grupo de Pesquisa sobre Química Analítica Ambiental e Sanitária (QAAS), na Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG-Pr). Outros 100 ml/coleta (também armazenados sob refrigeração, porém sem adição de ácido nítrico) foram enviados ao Laboratório de Geoquímica Orgânica e Poluição Marinha (LaGPoM), no Centro de Estudos do Mar – UFPR, para análise de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), polibifenisclorados (PCBs), pesticidas organoclorados (POCs) e polibromado dietiléster (PBDEs).

2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Juvenis de *O. niloticus* foram obtidos da Estação de Piscicultura Panamá, localizada no município de Paulo Lopes, km 45, ao sul de Florianópolis (SC), e cujas atividades são reprodução, larvicultura e alevinagem de diversas espécies de peixes de água doce, com ênfase na produção de alevinos e pesquisa com cultivo de espécies nativas (Piscicultura Panamá, 2018). Os animais foram transportados até o Laboratório de Toxicologia Celular – UFPR (Anexos, figura 3a), passaram por um período de aclimação definido pelo fim da mortalidade esperada em decorrência do *stress* da viagem (cerca de duas semanas) e, por fim,

foram expostos a diferentes concentrações de água contaminada nas condições descritas a seguir.

Os animais foram distribuídos aleatoriamente entre 12 tanques (Anexos, figura 3b) com capacidade de 100L (17 animais em cada) e com diferentes concentrações da água proveniente do Rio Iguaçu (25%, 50% e 100%), além do grupo controle (apenas água limpa filtrada), todas em triplicatas. Uma vez que todos os animais são filhos de desovas que ocorreram na mesma época assumimos igualdade das medidas de comprimento. Semanalmente, 400L de água do rio foram coletadas com o auxílio de uma motobomba, transportados para o Laboratório de Toxicologia Celular da UFPR e armazenadas em bombonas de polietileno (200L cada) onde receberam aeração constante por 24h e tiveram sua temperatura regulada de acordo com as dos tanques de criação. Passado esse período, a troca de água dos tanques de peixes era realizada. Primeiramente, aproximadamente metade do volume de água de cada tanque era dispensada com o sifonamento do fundo do tanque e as bombas de água lavadas. Na sequência, cada tanque teve seu volume preenchido com a água do rio e água limpa de acordo com a sua proporção inicial e a aeração era retomada. A exposição ocorreu por um período de 70 dias correspondendo, portanto, a 10 trocas de água.

Durante o período experimental os animais foram alimentados duas vezes ao dia (manhã e tarde) com ração comercial Poytara Carpa (340 g/kg de proteína bruta). A aeração e a temperatura da água ($24 \pm 2^\circ\text{C}$) foram mantidas com o auxílio de aeradores e aquecedores com termostato e monitoradas diariamente com o uso de aparelho multiparâmetros (Lutron DO-5510) com fins apenas de manutenção dos mesmos.

Tanto no início como ao final do experimento foram registrados os dados de peso e comprimento medidos da extremidade anterior da cabeça até a inserção da nadadeira caudal para posterior cálculo de biomarcadores somáticos. Ao término da fase de exposição os animais foram mortos e tiveram os tecidos de interesse coletados para análise de biomarcadores (tais análises estão apresentadas no trabalho de Vargas et al., 2018).

2.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para determinação de diferença significativa entre os tratamentos propostos no estudo os dados de sobrevivência, comprimento e peso foram tratados de forma independente e testados por ANOVA de uma via quando confirmado normalidade e igualdade das variâncias dos resíduos. Quando as premissas da ANOVA não foram atendidas o teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis* a substituiu. Para identificação de diferença entre os grupos foi empregado

o teste *post-hoc* de *Tukey*. Em todos os casos foi assumido um valor de $P < 0,05$ para significância estatística.

3 RESULTADOS - EXPERIMENTO

3.1 PESO, COMPRIMENTO E SOBREVIVÊNCIA DOS ANIMAIS

Não houve diferença significativa nos valores de peso final ($r^2 = 0,67$; $gl = 3$; $P = 0,7015$), comprimento final ($r^2 = 1,631$; $gl = 3$; $P = 0,6524$) e sobrevivência ($r^2 = 1,806$, $gl = 3$, $p = 0,6136$) de indivíduos juvenis comparando os tratamentos. Os valores de crescimento (peso e comprimento médios finais) e sobrevivência média de cada grupo teste estão apresentados na tabela 1.

Tabela 1: Peso (g), comprimento (cm) e sobrevivência (%) de *Oreochromis niloticus* a exposição subcrônica a água do Rio Iguaçu. Cada linha corresponde ao valor médio final (\pm desvio padrão) de cada tratamento.

Tratamento	Peso	Comprimento	Sobrevivência
Controle	5,48 (\pm 1,91)	6,52 (\pm 0,90)	92,15 (\pm 8,98)
25%	4,76 (\pm 1,57)	6,21 (\pm 1,15)	90,19 (\pm 3,39)
50%	5,68 (\pm 2,56)	6,53 (\pm 0,95)	84,31 (\pm 8,98)
100%	5,39 (\pm 2,35)	6,40 (\pm 1,04)	88,23 (\pm 5,88)

3.2 ANÁLISE DA ÁGUA

Nem todos os compostos avaliados foram encontrados nas amostras de água utilizadas neste experimento. Os metais cobre e manganês estão no limite estabelecido pelo CONAMA (357/2005) e os demais compostos mostram concentrações abaixo dos níveis máximos recomendados (Tabela 2).

Tabela 2: Concentrações de poluentes encontrados nas amostras de água do rio Iguaçu durante o período experimental (19/01/2016 a 24/03/2016) e Valores Máximos Permitidos (VMP) para a presença de metais em águas doces Res. 357/2005 do CONAMA.

Parâmetros	Valores ($\mu\text{g.L}^{-1}$ (ppb))	VMP ($\mu\text{g.L}^{-1}$ (ppb))
Cobre (Cu)	$9,01 \pm 0,48$	9,0
Manganês (Mn)	$99,0 \pm 4,41$	100,0
Ferro (Fe)	$97,1 \pm 4,06$	300,0
Níquel (Ni)	$9,3 \pm 1,04$	25,0
Zinco (Zn)	$39,1 \pm 3,02$	180,0
Lindano (g-HCH)	0,003	0,020
Dieldrin	0,001	0,005
Endossulfan I	0,001	0,056
Naftaleno	0,05	-
C1-naftaleno	0,02	-
C2-naftaleno	0,01	-
C3-naftaleno	0,01	-

4 MATERIAL E MÉTODOS - MODELAGEM

Nosso objetivo com a modelagem é verificar o quanto a invasão por Tilápias pode ser favorecida pelo impacto de poluentes sobre populações competidoras nativas. Para isso, utilizamos o modelo de dinâmica populacional com a influência de bioinvasão desenvolvido por Souza et al. (Capítulo 1). Este modelo considera dois parâmetros que caracterizam a espécie: b - taxa que recrutamento, que está associada à natalidade e d - taxa de mortalidade. Ambos os parâmetros estão relacionados às características analisadas empiricamente (peso, comprimento e sobrevivência). Um decréscimo sobre o crescimento (peso e comprimento) pode implicar no decréscimo do parâmetro b , uma vez que indivíduos maiores geralmente possuem gônadas maiores e portanto maior fertilidade. Já um decréscimo na sobrevivência implica em uma maior mortalidade (d).

Uma vez que o impacto sobre nativas não foi experimentalmente avaliada assumimos uma espécie competidora equivalente a Tilápia (com os mesmos valores de parâmetros b e d) na ausência de poluente.

4.1 DESCRIÇÃO SIMPLIFICADA DO MODELO

O modelo desenvolvido por Souza et al. (Capítulo 1) é do tipo autômato celular (em que o espaço e os indivíduos são modelados explicitamente) e foi originalmente construído para avaliar o impacto sobre a população de uma espécie nativa após a introdução de uma segunda espécie, sendo possível alterar a intensidade com que a pressão de propágulos chega a esse ambiente.

As simulações iniciam com a criação do espaço aleatoriamente ocupado pela espécie nativa ($Sp1$). A cada iteração/tempo (n), todos os indivíduos são submetidos a uma probabilidade de morrer d_i , (sendo i 1 ou 2, espécie nativa e espécie introduzida, respectivamente), ou seja, deixar a célula vazia. Na sequência, os sobreviventes tem a chance de colonizar as células vazias (b_i): cada célula disponível pode ser ocupada por apenas um descendente de um de seus quatro primeiros vizinhos. O tamanho do propágulo (número de indivíduos liberados por evento de introdução), número de propágulo (número de eventos de introdução) e o intervalo entre os eventos podem ser manipulados de acordo com a intenção do usuário, bem como o momento em que a espécie não nativa ($Sp2$) começa a ser introduzida no sistema.

4.2 SIMULAÇÕES E PARÂMETROS

Ainda que o modelo nos permita avaliar diversos cenários possíveis através da variação dos parâmetros de pressão de propágulos, aqui, por simplicidade, avaliamos o impacto de apenas um evento de introdução de 50 indivíduos de Tilápia. As espécies nativa e invasora foram tratadas como equivalentes (mesmos valores para os parâmetros b e d) na ausência de poluentes.

A parametrização de b e d pode ser feita a partir da taxa de recrutamento e mortalidade das espécies. Encontramos apenas a taxa de mortalidade instantânea de fêmeas de Tilápia, $d' = 0,25$ indivíduos por indivíduo por ano (ISHIKAWA et al., 2013) e ela se refere ao decréscimo populacional na ausência de natalidade. No estudo de Ishikawa et al. (2013), a idade dos 307 animais capturados foi estimada a partir dos otólitos retirados dos mesmos.

Vale frisar que este trabalho foi realizado em uma população invasora não explorada (sem pressão de pesca) no Rio Tabaru, Japão, e, portanto, a taxa de mortalidade instantânea estimada por eles equivale a taxa de mortalidade natural para a espécie.

A taxa de mortalidade instantânea deriva do modelo de decrescimento populacional exponencial:

$$dN/dt = d'N, \quad (1)$$

no qual N é o tamanho da população e dN/dt a variação instantânea do tamanho populacional. Como o modelo utilizado (Capítulo 1) não é modelado pela equação acima e possui atualizações em tempo discreto, a taxa de natalidade instantânea não se ajusta a ele. Sendo assim, devemos recalcular a taxa de mortalidade para tempo discreto cujo intervalo de tempo seja igual a um ano (a menor unidade de tempo utilizada na modelagem). A Eq. (1) pode ser reescrita para tempo discreto e sua forma deve ser do tipo:

$$N_{n+1} = N_n - dN_n, \quad (2)$$

sendo N_n e N_{n+1} o tamanho populacional no tempo n e no tempo seguinte, $n + 1$ (após um ano), respectivamente. O parâmetro d refere-se a taxa de mortalidade de tempo discreto (ao invés de instantânea), ou seja, a porcentagem de indivíduos mortos no intervalo de um ano. A seguir mostramos como relacionar d' e d .

Integrando a Eq. (1), obtemos uma função para o tamanho populacional a qualquer tempo t :

$$N(t) = N_0 e^{d't}, \quad (3)$$

sendo N_0 o tamanho inicial da população. Em um tempo futuro, $t + \Delta t$, temos:

$$\begin{aligned} N(t + \Delta t) &= N_0 e^{d'(t+\Delta t)}, \\ N(t + \Delta t) &= N_0 e^{d't} e^{d'\Delta t}, \end{aligned} \quad (4)$$

Substituindo a Eq.(3) na Eq. (4) chegamos a:

$$N(t + \Delta t) = N(t) e^{d'\Delta t}. \quad (5)$$

Observe que a Eq.(2) é equivalente à Eq.(5); ambas informam o tamanho da população no futuro em função da população no presente. Assumindo $\Delta t = 1$ (um ano) e utilizando a mesma notação da Eq. (2), a Eq(5) pode ser reescrita como:

$$N_{n+1} = N_n e^{d'}. \quad (6)$$

Igualando a Eq. (2) à Eq. (6) temos:

$$N_n - dN_n = N_n e^{d'}, \quad (7)$$

o que nos leva a seguinte relação:

$$d = 1 - e^{-d'}. \quad (8)$$

Utilizando o valor de referência, $d' = 0,25$ (Ishikawa et al., 2013) para *O. niloticus*, chegamos a taxa de mortalidade de tempo discreto para esta espécie igual a $d_{2min} = 0,28$ em ausência de poluentes, seu valor mínimo. A presença do poluente é modelado aumentando o valor desta taxa.

Quanto aos valores de b_1 e b_2 definimos três cenários: (i) taxa de recrutamento baixa ($b = 0,20$), (ii) taxa de recrutamento média ($b = 0,50$) e (iii) taxa de recrutamento alta ($b = 0,80$). De acordo com o trabalho de Souza et al. (Capítulo 1), uma espécie sozinha com tais valores de taxa de recrutamento e mortalidade $d = d_{2min} = 0,28$, resulta em uma ocupação populacional de 41%, 72% e 77%, respectivamente.

Seguindo a proposta de Brito e colaboradores (2017), o impacto (I) causado pelo introdução de poluentes no sistema sobre a espécie invasora é dado pelo decréscimo da sua sobrevivência, calculado a partir do experimento, sendo ele mensurado da seguinte forma:

$$I = St / Sc, \quad (9)$$

sendo Sc a média de sobrevivência das três caixas de teste controle e St a média de sobrevivência das três caixas de teste tratadas com a água do rio Iguaçu sem diluição. Perceba que I varia entre 0 e 1, sendo 0 o maior impacto e 1 ausência de impacto. A partir do valor apresentado na Tabela 1, temos que o valor de I sobre a população de Tilápia em 100% água do rio é igual a:

$$I_2 = 88,23 / 92,15 \\ I_2 = 0,96. \quad (10)$$

Uma vez que os valores de sobrevivência não foram significativos em relação ao controle, poderíamos assumir $I_2=1$, entretanto, assumimos o valor acima com o intuito de dar algum prejuízo para a invasora e não superestimar sua capacidade de sobreviver no ambiente poluído. Para obtermos o valor da mortalidade para a situação de impacto temos:

$$d_i = 1 - (I_i * S_{nat}), \quad (11)$$

sendo $S_{nat} = 1 - d_{2min} = 0,72$ a sobrevivência natural da espécie na ausência de impacto. O valor de mortalidade devido ao poluente sobre a invasora assume o valor:

$$d_2 = 1 - (0,96 * 0,72), \\ d_2 = 0,31. \quad (12)$$

para este valor de mortalidade, uma espécie sozinha no ambiente estabilizaria sua ocupação em 31%, 69% e 75% quando assumido aqueles mesmos valores de taxa de recrutamento, $b = \{0,2; 0,5; 0,8\}$, respectivamente.

Da mesma forma poderíamos adicionar um impacto sobre o valor de b , no entanto, o impacto sobre b é ainda menor: seguindo o mesmo raciocínio empregado anteriormente, o impacto sobre b seria $I = 6,4 / 6,52 = 0,98$, razão dos comprimentos, ou $I = 5,39 / 5,48 = 0,98$ se utilizarmos a razão dos pesos. Ao multiplicarmos este valor por b ele quase não sofreria alteração e o modelo utilizado mostra que o tamanho populacional é pouco sensível a pequenas variações de b (Figura 4 do capítulo 1). A partir destes argumentos assumimos que apenas o parâmetro d é alterado quando a presença de poluente é considerada.

Para cada conjunto de parâmetros, dois cenários foram comparados: (i) espécie nativa vivendo sozinha, (ii) espécie nativa vivendo sozinha com posterior introdução da invasora. Como mencionado, assumimos que o impacto do poluente se dá apenas na taxa de mortalidade. Então, em todas as simulações $b_1 = b_2$ e valeram 0,2, 0,5 ou 0,8, dependendo da simulação. A taxa de mortalidade da espécie invasora sempre assumiu o valor $d_2 = 0,31$. Foram realizadas simulações para diferentes taxas de mortalidade da nativa, variando desde a seu valor mínimo (igual ao da Tilápia em ausência de poluentes) $d_1 = d_{2min} = 0,28$ (situação em que a nativa não é impactada pelo poluente) até um valor suficientemente grande para causar sua morte mesmo quando sozinha. Os resultados apresentam tanto o tamanho populacional da espécie nativa, quanto o tamanho populacional da invasora em função da taxa de mortalidade da espécie nativa. Cada simulação teve início com 20% da área ocupada (matriz 25 x 250) pela espécie nativa e esta permaneceu sozinha no sistema até a iteração 3000. Na iteração seguinte houve a introdução da segunda espécie (50 indivíduos). Os resultados apresentados se referem a média de 20 repetições de cada cenário e mostram a situação das populações a curto e longo prazos (50 e 3000 iterações após o evento de introdução).

A tabela 3 resume todos os parâmetros utilizados nas simulações.

Tabela 3: Resumo dos parâmetros utilizados nas simulações.

Descrição	Valores investigados
Capacidade de propagação (b)	0,20, 0,50 e 0,80
Mortalidade nativa (d_1)	0,28 - 0,75 (variando a cada 0,01)
Mortalidade invasora sob efeito de poluente (d_{2min})	0,31
Tamanho do propágulo	50 indivíduos
Número de propágulos	1 evento de introdução
Ano da invasão	3001
Intervalo de tempo utilizado para reportar a média do tamanho populacional final de cada simulação	10 iterações
Proporção de sítios ocupados inicialmente pela espécie nativa	0,2
Intervalo entre o último evento de introdução e os resultados apresentados	50 e 3000 iterações
Tamanho da matriz	25 x 250 células

5 RESULTADOS - MODELAGEM

No geral, cenários em que a população nativa está sozinha e com maiores valores de b apresentam maior resistência a maiores intensidades de impacto, ou seja, mantiveram populações no ambiente mesmo em situações de alta mortalidade quando comparados com cenários em que o valor de b é menor. Além disso, aproximadamente os mesmos valores de mortalidade levaram a população a extinção tanto a curto quanto a longo prazo, existindo uma pequena variação. Isto significa que, para a maioria dos parâmetros, a extinção devido ao poluente ocorre a curto prazo (linhas verdes das Figuras 1 e 2).

Na presença da invasora, os resultados a curto prazo (Figura 1) mostram que, de forma geral, a introdução da segunda espécie não favorece a extinção da espécie nativa; observe que a linha verde (espécie nativa sem presença da invasora) está muito próxima à linha azul (espécie nativa na presença da invasora) e que a extinção ocorre praticamente no mesmo valor de mortalidade nos dois casos. Entretanto, a longo prazo o resultado é totalmente oposto: a presença da invasora causa alta redução da população nativa podendo levar esta à extinção

mesmo quando esta não é muito sensível ao poluente ($d_1 \sim 0,35$ para qualquer valor de b) (Figura 2).

Além disso, quanto maior a mortalidade da espécie nativa, maior é o tamanho populacional atingido pela espécie invasora. Quando a espécie nativa atinge um valor de mortalidade crítico, no qual o tamanho populacional decai rapidamente, a espécie invasora também alcança um tamanho populacional bastante superior a tendência apresentada até então (Figuras 1.b-c e 2.a-c). Também podemos notar que quanto maior o valor de b , mais rápido é o estabelecimento da espécie invasora. Observe que a curto prazo, a espécie invasora atinge seu tamanho populacional máximo apenas para $b = 0,80$ (Figura 1).

A figura 3 ilustra a sequência de eventos da dinâmica e, a seguir, nos subtópicos, detalharemos melhor os resultados das duas primeiras imagens.

5.1 CURTO PRAZO

A curto prazo, no cenário em que $b = 0,20$ (Figura 1.a), a espécie invasora atinge tamanho populacional correspondente a apenas 6% do seu potencial (resultante da combinação de seus parâmetros individuais b_1 e d_1), mesmo quando a população nativa está extinta. Nesse cenário a população nativa não foi afetada pela introdução da espécie invasora, tendo seu tamanho populacional praticamente idêntico as condições em que está sozinha, sendo extinta uma taxa de mortalidade igual a 0,36.

Quando $b = 0,50$ (Figura 1.b) a população nativa perde aproximadamente 1% da área ocupada por ela no ambiente simulado a cada aumento de 0,01 na sua taxa de mortalidade até atingir $d_2 = 0,57$. Após esse ponto seu nível populacional é drasticamente diminuído, alcançando a extinção quando $d_2 = 0,60$. Esta queda final e ponto de extinção são semelhante ao que ocorreria na ausência da espécie invasora, porém o declínio populacional anterior a essa faixa de valores é mais intenso na presença da mesma. Ainda nessa faixa de valores a espécie invasora alcança seus maiores níveis populacionais a curto prazo: aproximadamente 46% da área total e 66% do seu potencial máximo (69% de ocupação da área total).

Por fim, para $b = 0,80$ (Figura 1.c), o padrão de decaimento populacional da espécie nativa é semelhante ao caso anterior, porém ocorre apenas quando a mortalidade da espécie nativa alcança valores superiores comparados a ele: queda abruptamente intensificada quando $d_2 = 0,69$ e extinção quando $d_2 = 0,71$. Aqui a população invasora também se beneficia com esse aumento de mortalidade da espécie nativa e atinge seu potencial máximo de ocupação do meio (75%) quando ela é extinta.

5.2 LONGO PRAZO

A longo prazo a espécie invasora consegue se estabilizar no ambiente na maior parte dos cenários mesmo quando o impacto do poluente sobre a espécie nativa é baixo. A espécie nativa foi extinta a taxas de mortalidade que variaram entre 0,34 e 0,37 e a espécie invasora atingiu seu máximo potencial de ocupação do ambiente quase simultaneamente as extinções (Figura 2.a-c). Observe que mesmo nos casos em que a invasora é competitivamente inferior a nativa (Figura 2, área anterior a linha preta vertical) ela consegue permanecer no ambiente, ainda que com população bastante reduzida.

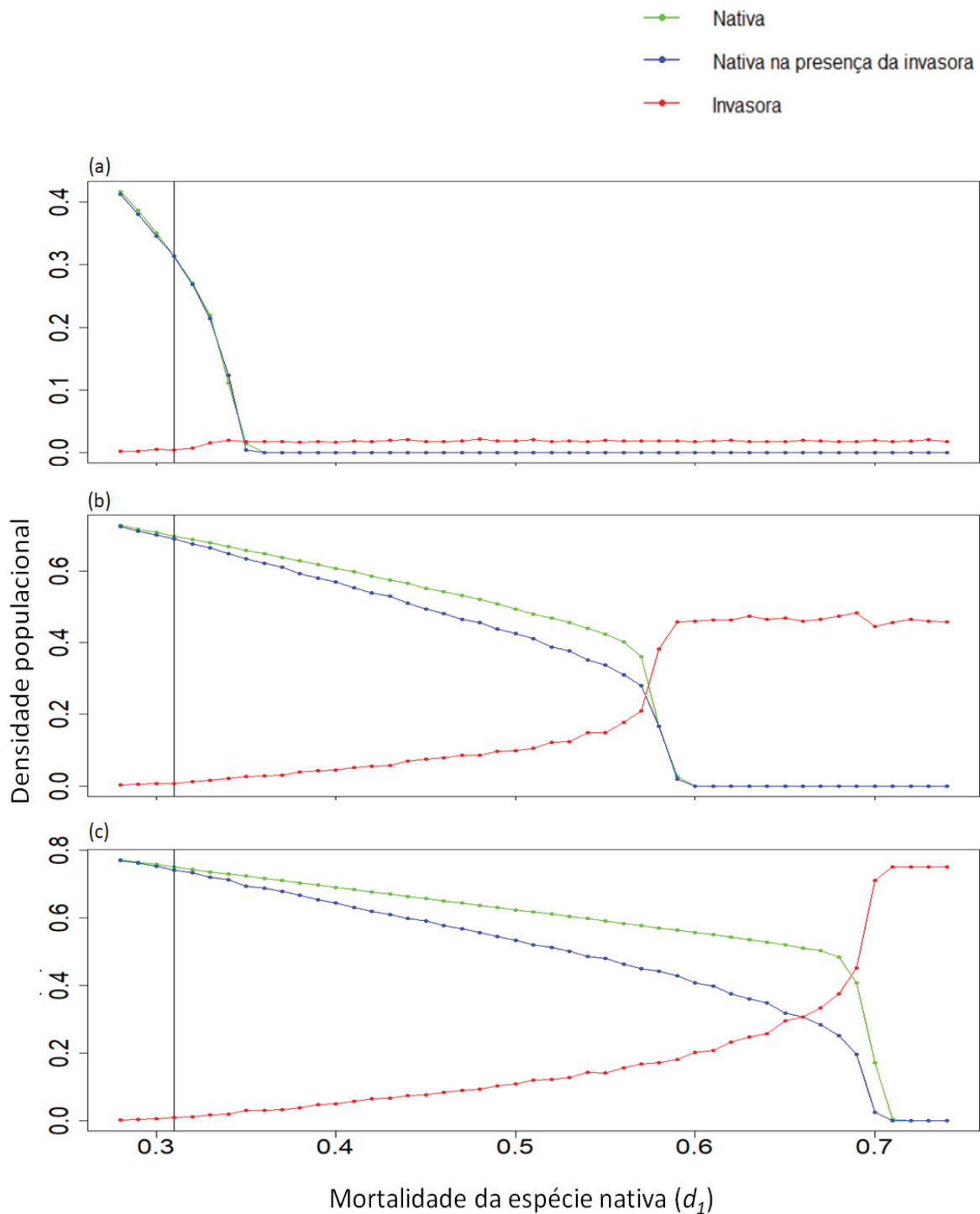


Figura 1: Densidade populacional a curto prazo das espécies nativa e invasora frente a diferentes intensidades de mortalidade sobre a espécie nativa causada por poluentes. O primeiro ponto da espécie nativa se refere ao tamanho populacional da espécie em condições ideais (sem efeito do poluente, $d_1 = 0,28$). As linhas pretas verticais assinalam o momento em que a espécie nativa e a espécie invasora sofrem a mesma intensidade de impacto (espécie invasora tem mortalidade fixada em 0,31 em todas as simulações). Em verde temos a densidade populacional da nativa em ausência de competição (apenas o efeito do poluente). Azul e vermelho representam a densidade média de nativa e invasora após 50 anos de competição, respectivamente. Resultados apresentados correspondem média de 10 iterações de 20 repetições após um intervalo de 50 anos desde o evento de introdução da espécie invasora (introdução única de 50 indivíduos). Em (a) $b_1 = b_2 = 0,2$; (b) $b_1 = b_2 = 0,5$ e (c) $b_1 = b_2 = 0,8$.

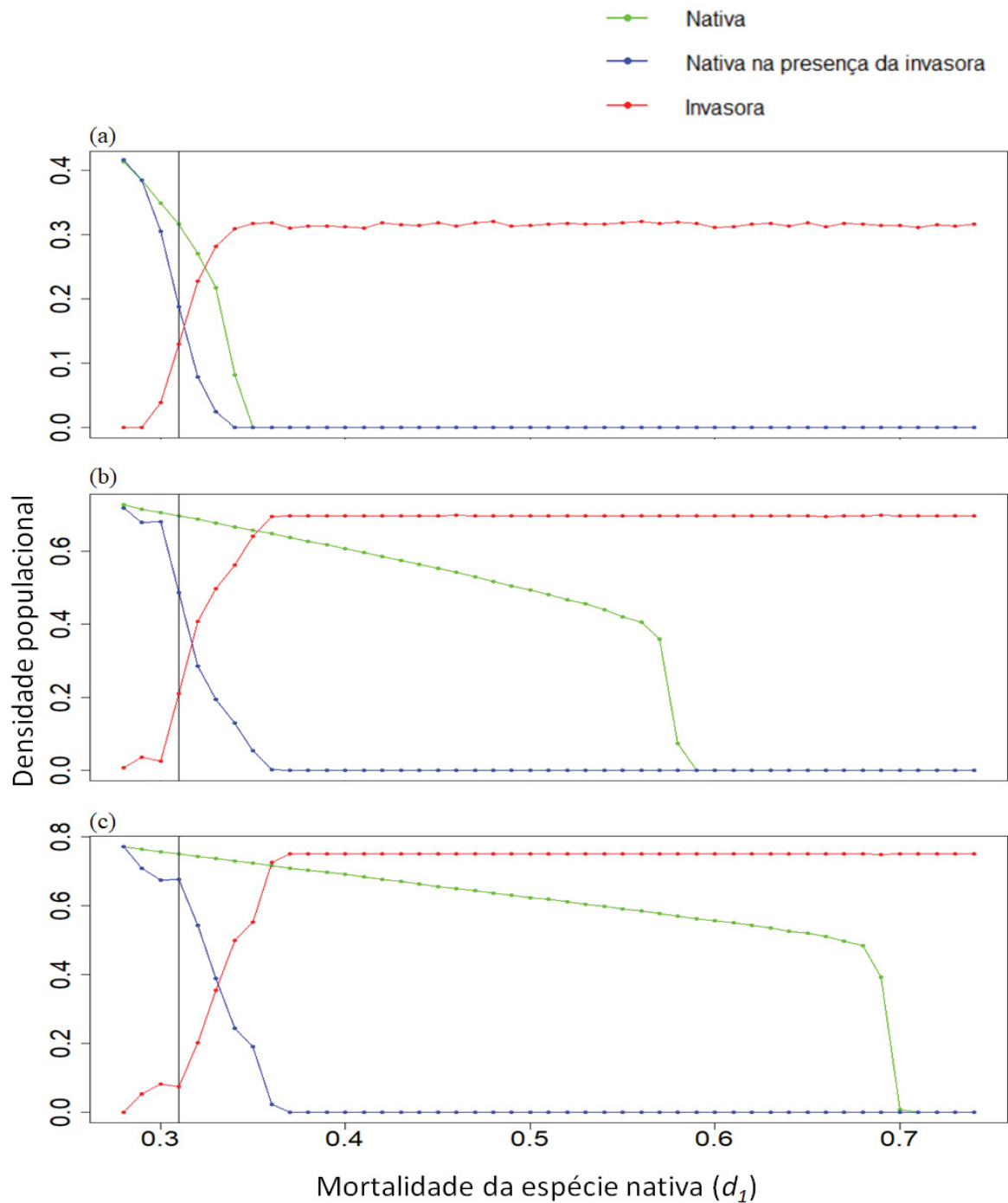


Figura 2: Densidade populacional a longo prazo das espécies nativa e invasora frente a diferentes intensidades de mortalidade sobre a espécie nativa causada por poluentes. O primeiro ponto da espécie nativa se refere ao tamanho populacional da espécie em condições ideais (sem efeito do poluente, $d_1 = 0,28$). As linhas pretas verticais assinalam o momento em que a espécie nativa e a espécie invasora sofrem a mesma intensidade de impacto (espécie invasora tem mortalidade fixada em 0,31 em todas as simulações). Em verde temos a densidade populacional da nativa em ausência de competição (apenas o efeito do poluente). Azul e vermelho representam a densidade média de nativa e invasora após 3000 anos de competição, respectivamente. Resultados apresentados correspondem média de 10 iterações de 20 repetições após um intervalo de 3000 anos desde o evento de introdução da espécie invasora (introdução única de 50 indivíduos). Em (a) $b_1 = b_2 = 0,2$; (b) $b_1 = b_2 = 0,5$ e (c) $b_1 = b_2 = 0,8$.

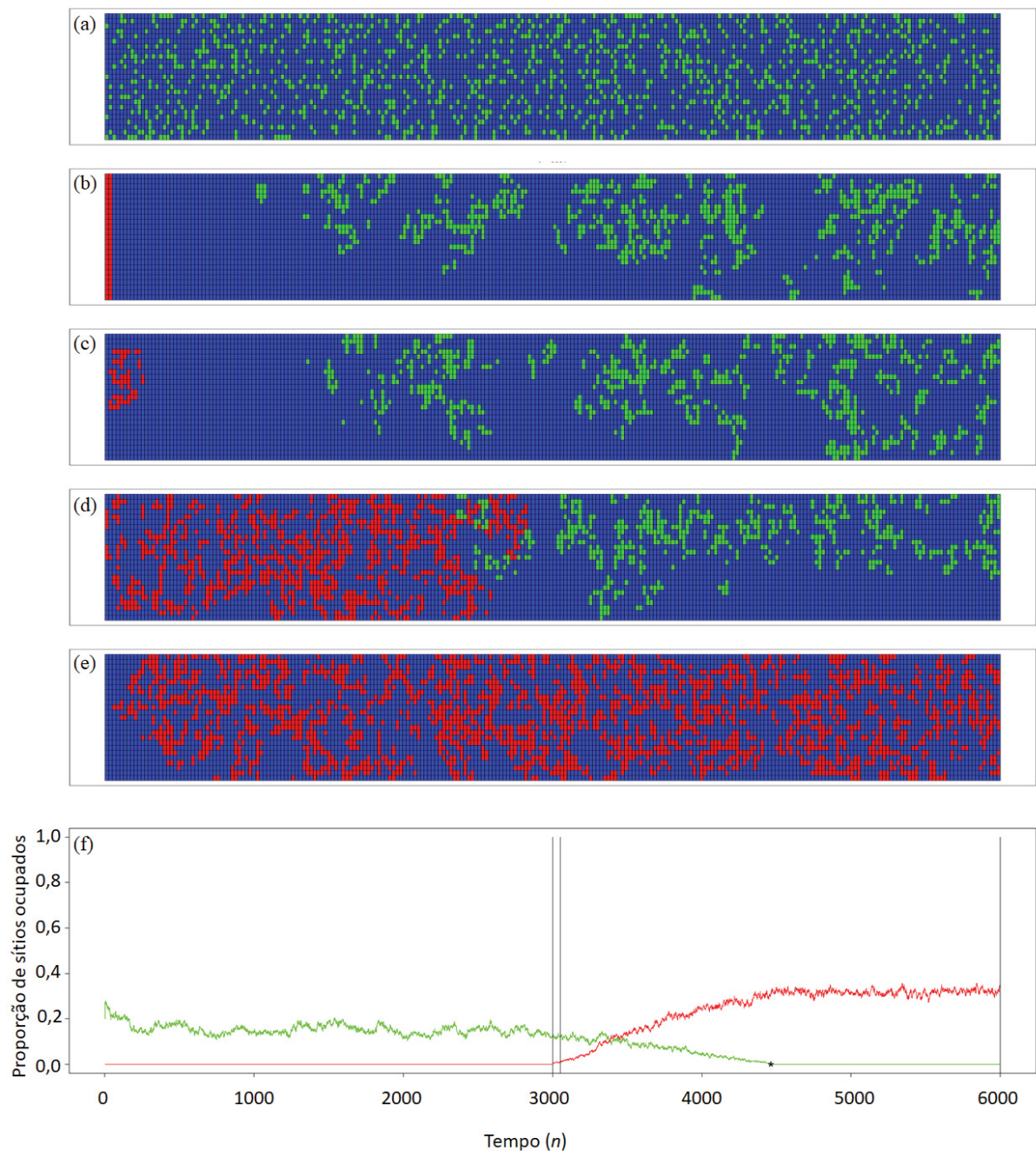


Figura 3: Representação espacial e flutuação das densidades populacionais relativas ao longo do tempo (n). A simulação se refere a uma das repetições do cenário em que $b_1 = b_2 = 0,20$, $d_1 = 0,34$ e $d_2 = 0,31$. As células azuis se referem a espaços vazios, as verdes a espaços ocupados pela espécie nativa e as vermelhas a espaços ocupados pela espécie invasora. A sequência de imagens mostram fotos do espaço: (a) no tempo inicial ($n = 1$), (b) no instante que houve introdução da espécie invasora ($n = 3001$), (c) a curto prazo ($n = 3050$), (d) em um momento em que as populações se encontram mescladas no espaço ($n = 3540$) e (e) a longo prazo ($n = 6000$). O gráfico de linhas (f) mostra a flutuação das densidades populacionais relativas das populações nativa (verde) e invasora (vermelha) ao longo do tempo. As linhas verticais em (f) representam, da esquerda para direita, o momento de invasão e resultados a curto e longo prazos. A extinção ocorreu em $n = 4464$ (assinalada com *).

6 DISCUSSÃO

Segundo D'Antonio et al. (2001), qualquer comunidade é passível de invasão, sendo mais ou menos vulnerável ao longo do espaço e do tempo. Isso está associado a características bióticas e abióticas do ambiente que podem facilitar ou inibir o sucesso de estabelecimento de uma espécie invasora potencial e, de um modo geral, quanto mais resistente é uma comunidade, ou seja, quanto mais características inibitórias a invasão (espécie específica) ela apresentar, menor a probabilidade de uma nova espécie se estabelecer. No entanto, essa resistência pode ser contornada pelo aumento da pressão de propágulos (a menos que a resistência esteja ligada a características abióticas incompatíveis as da nova espécie) ou por possíveis perturbações nas características bióticas e abióticas locais. Com base nesta ideia e nos nossos resultados podemos afirmar que: “sim, ambientes poluídos facilitam o estabelecimento de Tilápias do Nilo”.

Segundo Arndt et al. (2018), distúrbios mediados por humanos em ecossistemas de água doce têm sido considerados um fator positivo para auxiliar na explicação do sucesso de espécies invasoras, além de aumentar seu impacto. Marvier e colaboradores (2004) também relacionam as alterações nas condições do habitat a invasões biológicas, favorecendo os estabelecimento de espécies habitat-generalistas mesmo que elas não sejam boas competidoras de outra forma. Sendo assim, podemos dizer que o despejo de poluentes no ambiente diminui a integridade das comunidades locais, agindo como um facilitador do sucesso de estabelecimento de espécies invasoras. Em nosso estudo tratamos as espécies como equivalentes (mesmo valores de recrutamento e mortalidade) e, na ausência de poluentes, um único evento de introdução de 50 indivíduos não seria suficiente para fundar uma população viável. Dessa forma, podemos atribuir o sucesso das invasões testadas ao efeito da perturbação (adição do efeito dos poluentes) que simulamos no sistema, sobretudo quando no cenário em que a taxa de natalidade é baixa. Além disso, pensando principalmente em cenários em que a ocupação do ambiente pela espécie nativa é alta, podemos inferir que a o dano causado pela presença do poluente (aumento da mortalidade da espécie nativa) abre espaço para a espécie invasora.

Embora tenhamos realizado as simulações pensando em uma espécie fictícia, uma boa opção de espécie a ser avaliada junto a Tilápias-do-Nilo é o Cará (*Geophagus brasiliensis*), espécie nativa cujas perdas populacionais em diversos locais têm sido associadas a introdução de Tilápias (LINDE et al., 2008 *apud* BIZERRIL & PRIMO, 2001). Ambas as espécies são da família Cichilidae e se assemelham não apenas morfológicamente, mas também em termos de

nicho. O Cará é considerado o ciclídeo nativo mais bem distribuído do país, habitando diversos ambientes (lagos, lagoas marginais e costeiras, reservatórios, rios e riachos) e, assim como a Tilápia, também possui hábito alimentar diversificado, comportamento territorialista e cuidado parental (BIAGIONI, 2015). Alguns estudos que têm comparado as duas espécies relatam certa vantagem da espécie invasora em relação a nativa como, por exemplo, o favorecimento da espécie invasora em detrimento da espécie nativa em ambientes impactados quimicamente (LINDE et al., 2008), além de apresentar um melhor desempenho competitivo resultante da sua característica mais agressiva (SANCHES et al., 2012).

Um outro ponto é a questão da importância de avaliarmos situações baseados em mais que uma única “fotografia” do ambiente. Se considerássemos apenas os resultados a curto prazo entenderíamos que a introdução da Tilápia não foi tão relevante para a decadência da sua competidora nativa. Ao acrescentarmos a possibilidade de comparação, curto e longo prazos, podemos perceber que a ideia de “causa e efeito” da introdução de uma nova espécie no ambiente não traz necessariamente consequências imediatas, mas que se trata de um processo e, portanto, avaliações pontuais não retratam integralmente o efeito causado por ela. Tal capacidade de comparação revela um aspecto importante do modelo pois, seja por falta recursos financeiros, seja por dificuldade logística, não é simples obter esse tipo de resultado em campo.

Anteriormente, a espécie nativa *Rhamdia quelen* (Jundiá) foi utilizada como um modelo nos estudos de qualidade de água na região do Alto Iguaçu (BRITO et al., 2018), onde os resultados de modelagem alertaram para as condições de degradação em que se encontra o rio Iguaçu na região metropolitana de Curitiba. Um dos pontos de coleta analisados por estes autores corresponde ao utilizado neste trabalho. A coleta de água realizada por Brito e colaboradores foi realizada em outro período, final de 2014, enquanto nossas coletas aconteceram no início de 2016. Embora o despejo urbano apresente uma característica comum que é a diversidade de poluentes e a variação constante tanto qualitativamente como quantitativamente, foi observado que as concentrações de cobre e zinco permaneceram quase as mesmas, no entanto manganês, ferro e naftaleno tiveram seus valores diminuídos em aproximadamente 49, 13 e 12 vezes, respectivamente.

Na ecotoxicologia os resultados, em geral, permitem uma interpretação mais a nível de organismos, e a aplicação dos resultados para níveis mais complexos de organização biológica como populações e ecossistemas são mais escassos. Sendo assim o uso de modelagens torna-se muito relevante para a área de ecotoxicologia e, se esse tipo de abordagem pode integrar os efeitos ecotoxicológicos como o uso de biomarcadores com os modelos matemáticos, há um

ganho considerável para a área ambiental. Brito e colaboradores (2017) desenvolveram um modelo de dinâmica populacional para a espécie *R. quelen* utilizando o resultado do tratamento do despejo urbano em uma estação de tratamento de esgoto na região metropolitana de Curitiba, cujo o destino final é o Rio Iguaçu. No estudo foi avaliada a taxa de sobrevivência embrio-larval da espécie quando exposta ao esgoto não tratado e após passar por diferentes tecnologias de purificação, o que gerou a base o desenvolvimento do presente modelo. O primeiro ponto se refere a nossa escolha de utilizar resultados baseados em testes com indivíduos juvenis para inferir o nível de impacto: os resultados apresentados pelo trabalho de Brito e colaboradores mostram que mesmo grandes impactos sobre larvas não são suficientes para dizimar a população, visto que se pelo menos duas larvas provenientes de cada casal chegarem a vida adulta e se reproduzirem, a manutenção do tamanho populacional da espécie está garantido. Desta forma, mesmo sabendo que animais juvenis sofrem menos impacto em decorrência do *stress* químico que larvas (AZEVEDO-LINHARES et al, 2018), podemos nos assegurar que nossa escolha não está minimizando os danos sofridos. O segundo ponto está relacionado a forma de mensurar o impacto, pois utilizamos a mesma metodologia aplicada por Brito e colaboradores: redução da taxa de sobrevivência natural em função dos resultados encontrados no experimento.

Apesar da alta sobrevivência observada em nosso experimento, as análises de biomarcadores desenvolvidas por Vargas et al. (2018), a partir de materiais coletados dos mesmos indivíduos do presente estudo, mostraram que a saúde desses animais encontra-se bastante comprometida, mesmo a baixa concentração de poluentes encontrada. Embora os índices de crescimento não tenham sido afetados pela presença de contaminantes os demais biomarcadores estudados apresentaram diversas alterações: aumento da produção de muco e diminuição das microdigitações em brânquias; infiltrações leucocitárias, esteatose e necrose no fígado; maior frequência das alterações morfológicas nucleares totais (a partir de análises de micronúcleo e ensaio cometa); inibição da atividade da enzima Acetilcolinesterase tanto no cérebro quanto em músculo; além dos vários indicativos de *stress* oxidativo, ainda que contornados pelas defesas do organismo. Tais resultados certamente têm potencial para causar a diminuição da sobrevivência a longo prazo e, possivelmente, menor investimento e/ou qualidade dos gametas quando esses animais atingirem idade reprodutiva, comprometendo o tamanho populacional no futuro.

Os dados toxicológicos apresentados acima chamam a atenção para um ponto bastante importante: a deficiência das normas brasileiras no que diz respeito a qualidade da água. Os valores máximos permitidos (VMP) para a presença de metais e outros compostos aqui

utilizados são os estabelecidos pela resolução CONAMA nº 375/2005 para água doce de classe 1. Tal classe se refere a águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado, à recreação de contato primário, irrigação de alimentos que podem ser consumidos crus e, também, à proteção de comunidades aquáticas (incluindo a ausência de efeitos toxicológicos após exposição crônica). Considerando os danos nos organismos encontrados por Vargas et al. (2018), mesmo com os níveis de poluentes dentro dos valores máximos estabelecidos pela resolução citada, além de várias outras evidências sobre efeitos sinérgicos ou aditivos em misturas (e.g. AZEVEDO-LINHARES et al., 2018; RIZZATI et al., 2016; WANG et al., 2016), podemos dizer que a mesma está muito aquém do que se propõe. Os valores de referência são apresentados para substâncias isoladas e, ainda que esta resolução atente para possíveis interações entre essas substâncias e que sua investigação seja feita a partir de ensaios toxicológicos, esta metodologia não é colocada como uma obrigatoriedade, possibilitando o despejo de efluentes inadequados nos corpos d'água. Visto que inúmeras substâncias provenientes de áreas urbanas, industriais e agrícolas chegam a eles todos os dias, a legislação parece insuficiente para a garantia da manutenção da vida aquática e saúde humana.

Dessa forma, para tornar o modelo mais realista, é necessário incluir as análises de saúde dos animais. Assim, nossa proposta de continuidade e aprimoramento deste trabalho é a criação de um índice unificado que forneça não apenas uma visão geral da condição de saúde dos animais e permita comparações entre experimentos, mas que também sirva como uma ferramenta para a parametrização dos modelos de dinâmica populacional mais próximos à complexidade real das situações investigadas.

REFERÊNCIAS

ARNDT, ERIK; MARCHETTI, MICHAEL P.; SCHEMBRI, PATRICK J. Ecological impact of alien marine fishes: insights from freshwater systems based on a comparative review. **Hydrobiologia**, p. 1-18, 2018.

ATTAYDE, J. L.; OKUN, N.; BRASIL, J.; MENEZES, R.; MESQUITA, P. Os impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 450-461, 2007.

ATTAYDE, J. L.; BRASIL, J.; MENESCAL, R. A. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 18, n. 6, p. 437-443, 2011.

AZEVEDO-LINHARES, M.; SOUZA, A. T. C.; LENZ, C. A.; LEITE, N. F.; BRITO, I. A.; FOLLE, N. M. T.; GARCIA, J. E.; FILIPAK NETO, F.; RIBEIRO, C. A. O. Microcystin and pyriproxyfen are toxic to early stages of development in *Rhamdia quelen*: An experimental and modelling study. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 166, p. 311-319, 2018.

BIAGIONI, R. C **Avaliação da competição entre a espécie nativa *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) e a exótica *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) confinadas em tanques em diferentes densidades.** 52 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) - Centro de Ciências e Tecnologias para a Sustentabilidade, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.

BITTENCOURT, L. S.; LEITE-SILVA, U. R.; SILVA, L. M. A.; TAVARES-DIAS, M. Impact of the invasion from Nile tilapia on natives Cichlidae species in tributary of Amazonas River, Brazil. **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, 2015.

BRITO, I. A.; LÓPEZ-BARRERAC, E. A.; ARAÚJO, S. B. L.; RIBEIRO, C. A. O. Modeling the exposure risk of the silver catfish *Rhamdia quelen* (Teleostei, Heptapteridae) to wastewater. **Ecological Modelling**, v. 347, p. 40-49, 2017.

BRITO, I. A.; GARCIA, J. R. E.; SALAROLII, A. B.; GUSO-CHOUERI, P. K.; FIGUEIRA, R. C. L.; MARTINS, C. C.; CORDEIRO NETO, A.; CHOUERI, R. B.; ARAUJO, S. B. L.; RIBEIRO, C. A. O. Embryo toxicity assay in the fish species *Rhamdia quelen* (Teleostei, Heptaridae) to assess water quality in the upper Iguazu basin (Paraná, Brazil). **Chemosphere**, v. 208, p. 207-218, 2018.

CANONICO, G. C.; ARTHINGTON, A.; MCCRARY, J. K.; THIEME, M. L. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 15, n. 5, p. 463-483, 2005.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357 de 15 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2005.

CUNICO, ALMIR M.; AGOSTINHO, ANGELO A.; LATINI, JOÃO D. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná Influence of urbanization upon fish assemblages in three streams of Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1101-1110, 2006.

CUVIN-ARALAR, M. L. A.; ARALAR, E. V. Resistance to a heavy metal mixture in *Oreochromis niloticus* progenies from parents chronically exposed to the same metals. **Chemosphere**, v. 30, n. 5, p. 953-963, 1995.

DAGA, V. S., DEBONA, T., ABILHOA, V., GUBIANI, É. A., & VITULE, J. R. S. Non-native fish invasions of a Neotropical ecoregion with high endemism: A review of the Iguazu River. **Aquatic Invasions**, v. 11, n. 2, p. 209-223, 2016.

D'ANTONIO, C.; LEVINE, J.; THOMSEN, M. Ecosystem resistance to invasion and the role of propagule supply: a California perspective. **Journal of Mediterranean Ecology**, v. 2, p. 233-246, 2001.

FISHBASE. Disponível em: <<https://www.fishbase.de/Summary/SpeciesSummary.php?ID=2&AT=tilapia>>. Acesso: 12 fev. 2019

GALLARDO, B.; CLAVERO, M.; SÁNCHEZ, M. I.; VILÀ, M. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. **Global change biology**, v. 22, n. 1, p. 151-163, 2016.

GUTIERRE, S. M. M.; VITULE, J. R. S.; FREIRE, C. A.; PRODOCIMO, V. Physiological tools to predict invasiveness and spread via estuarine bridges: tolerance of Brazilian native and worldwide introduced freshwater fishes to increased salinity. **Marine and Freshwater Research**, v. 65, n. 5, p. 425-436, 2014.

INSTITUTO Trata Brasil. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/esgoto>>. Acesso: 11 fev. 2019.

ISHIKAWA, T.; SHIMOSE, T.; TACHIYARA, K. Life history of an invasive and unexploited population of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and geographical variation across its native and non-native ranges. **Environmental biology of fishes**, v. 96, n. 5, p. 603-616, 2013.

LIKONGWE, J. S.; STECKO, T. D.; STAUFFER JR, J. R.; CARLINE, R. F. Combined effects of water temperature and salinity on growth and feed utilization of juvenile Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus). **Aquaculture**, v. 146, n. 1-2, p. 37-46, 1996.

LINDE, A. R.; IZQUIERDO, J. I.; MOREIRA, J. C.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Invasive tilapia juveniles are associated with degraded river habitats. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, n. 6, p. 891-895, 2008.

LOCKWOOD, J. L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. The role of propagule pressure in explaining species invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 5, p. 223-228, 2005.

LOCKWOOD, J. L.; HOOPES, M. F.; MARCHETTI, M. P. **Invasion ecology**. Malden: Blackwell Publishing, 2007.

LUNG'AYIA, H. B. O. Some aspects of the reproductive biology of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L) in the Nyanza Gulf of Lake Victoria, Kenya. **Icipe Science**. 1994.

MARVIER, M.; KAREIVA, P.; NEUBERT, M. G. 2004. Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. **Risk Analysis: An International Journal**, v. 24, n. 4, p. 869-878, 2004.

PETERSON, M. S.; SLACK, W. T.; BROWN-PETERSON, N. J.; MCDONALD, J. L. Reproduction in nonnative environments: establishment of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in coastal Mississippi watersheds. **Copeia**, v. 2004, n. 4, p. 842-849, 2004.

PISCICULTURA Panamá. Disponível em: <<http://www.pisciculturapanama.com.br/>> Acesso em: dezembro de 2018.

REASH, R. J.; BERRA, T. M. Comparison of fish communities in a clean-water stream and an adjacent polluted stream. **American Midland Naturalist**, p. 301-322, 1987.

RIZZATI, V.; BRIAND, O.; GUILLOU, H.; GAMET-PAYRASTRE, L. Effects of pesticide mixtures in human and animal models: An update of the recent literature. **Chemico-Biological Interactions**, 254, 231–246, 2016.

SANCHES, F. H. C.; MIYAI, C. A.; COSTA, T. M.; CHRISTOFOLETTI, R. A.; VOLPATO, G. L.; BARRETO, R. E. Aggressiveness overcomes body-size effects in fights staged between invasive and native fish species with overlapping niches. **PLoS One**, v. 7, n. 1, p. e29746, 2012.

SHALLOOF, K. A. S.; KHALIFA, N. Stomach contents and feeding habits of *Oreochromis niloticus* (L.) from Abu-Zabal lakes, Egypt. **World Applied Sciences Journal**, v. 6, n. 1, p. 1-5, 2009.

SIMBERLOFF, D.; VON HOLLE, B. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. **Biological Invasions**, v. 1, n. 1, p. 21-32, 1999.

SIMBERLOFF, D.; MARTIN, J. L.; GENOVESI, P.; MARIS, V.; WARDLE, D. A.; ARONSON, J.; COURCHAMP, F.; GALIL, B.; GARCÍA-BERTHOU, E.; PASCAL, M.; PYŠEK, P.; SOUSA, R.; TABACCHI, E.; VILÀ, M. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 1, p. 58-66, 2013.

TACON, P.; NDIAYE, P.; CAUTY, C.; LE MENN, F.; JALABERT, B. Relationships between the expression of maternal behaviour and ovarian development in the mouthbrooding cichlid fish *Oreochromis niloticus*. **Aquaculture**, v. 146, n. 3-4, p. 261-275, 1996.

VARGAS, D. A. R **Avaliação do risco de exposição da água do rio iguaçu em exemplares de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), mantidos em condições experimentais de laboratório.** 102 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Celular e Molecular) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

WANG, CHI-WEI; LIANG, CHENJU; YEH, HUI-JU. Aquatic acute toxicity assessments of molybdenum (+ VI) to *Daphnia magna*. **Chemosphere**, v. 147, p. 82-87, 2016.

WILSON, J. C.; NIBBELINK, N. P.; PETERSON, D. L. Thermal tolerance experiments help establish survival probabilities for tilapia, a group of potentially invasive aquatic species. **Freshwater biology**, v. 54, n. 8, p. 1642-1650, 2009.

ZAMBRANO, L.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; MENEZES, N.; PETERSON, A. T. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 63, n. 9, p. 1903-1910, 2006.

REFERÊNCIAS

- ARNDT, ERIK; MARCHETTI, MICHAEL P.; SCHEMBRI, PATRICK J. Ecological impact of alien marine fishes: insights from freshwater systems based on a comparative review. **Hydrobiologia**, p. 1-18, 2018.
- ATTAYDE, J. L.; OKUN, N.; BRASIL, J.; MENEZES, R.; MESQUITA, P. Os impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 450-461, 2007.
- ATTAYDE, J. L.; BRASIL, J.; MENESCAL, R. A. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 18, n. 6, p. 437-443, 2011.
- AZEVEDO-LINHARES, M.; SOUZA, A. T. C.; LENZ, C. A.; LEITE, N. F.; BRITO, I. A.; FOLLE, N. M. T.; GARCIA, J. E.; FILIPAK NETO, F.; RIBEIRO, C. A. O. Microcystin and pyriproxyfen are toxic to early stages of development in *Rhamdia quelen*: An experimental and modelling study. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 166, p. 311-319, 2018.
- BARBOSA, N. P. U.; FERREIRA, J. A.; NASCIMENTO, C. A. R.; SILVA, F. A.; CARVALHO, V. A.; XAVIER, E. R. S.; RAMON, L.; ALMEIDA, A. C.; CARVALHO, M. D.; CARDOSO, A. V. Prediction of future risk of invasion by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857)(Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) in Brazil with cellular automata. **Ecological Indicators**, 2018.
- BERGER, J. Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. **Conservation Biology**, v. 4, n. 1, p. 91-98, 1990.
- BIAGIONI, R. C **Avaliação da competição entre a espécie nativa *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) e a exótica *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) confinadas em tanques em diferentes densidades**. 52 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) - Centro de Ciências e Tecnologias para a Sustentabilidade, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.
- BITTENCOURT, L. S.; LEITE-SILVA, U. R.; SILVA, L. M. A.; TAVARES-DIAS, M. Impact of the invasion from Nile tilapia on natives Cichlidae species in tributary of Amazonas River, Brazil. **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, 2015.
- BRITO, I. A.; LÓPEZ-BARRERAC, E. A.; ARAÚJO, S. B. L.; RIBEIRO, C. A. O. Modeling the exposure risk of the silver catfish *Rhamdia quelen* (Teleostei, Heptapteridae) to wastewater. **Ecological Modelling**, v. 347, p. 40-49, 2017.
- BRITO, I. A.; GARCIA, J. R. E.; SALAROLII, A. B.; GUSSO-CHOUERI, P. K.; FIGUEIRA, R. C. L.; MARTINS, C. C.; CORDEIRO NETO, A.; CHOUERI, R. B.; ARAUJO, S. B. L.; RIBEIRO, C. A. O. Embryo toxicity assay in the fish species *Rhamdia quelen* (Teleostei, Heptaridae) to assess water quality in the upper Iguaçú basin (Paraná, Brazil). **Chemosphere**, v. 208, p. 207-218, 2018.

CAMBRAY, J. A. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. **Hydrobiologia**, v. 500, n. 1-3, p. 217-230, 2003.

CANONICO, G. C.; ARTHINGTON, A.; MCCRARY, J. K.; THIEME, M. L. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 15, n. 5, p. 463-483, 2005.

CARACO, N. F.; COLE, J. J.; STRAYER, D. L. Top down control from the bottom: regulation of eutrophication in a large river by benthic grazing. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1part2, p. 664-670, 2006.

CASSEY, P.; DELEAN, S.; LOCKWOOD, J. L.; SADOWSKI, J.; BLACKBURN, T. M. Dissecting the null model for biological invasions: A meta-analysis of the propagule pressure effect. **PLoS biology**, v. 16, n. 4, p. e2005987, 2018.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357 de 15 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2005.

CUNICO, ALMIR M.; AGOSTINHO, ANGELO A.; LATINI, JOÃO D. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná Influence of urbanization upon fish assemblages in three streams of Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1101-1110, 2006.

CUVIN-ARALAR, M. L. A.; ARALAR, E. V. Resistance to a heavy metal mixture in *Oreochromis niloticus* progenies from parents chronically exposed to the same metals. **Chemosphere**, v. 30, n. 5, p. 953-963, 1995.

DAGA, V. S., DEBONA, T., ABILHOA, V., GUBIANI, É. A., & VITULE, J. R. S. Non-native fish invasions of a Neotropical ecoregion with high endemism: A review of the Iguazu River. **Aquatic Invasions**, v. 11, n. 2, p. 209-223, 2016.

DALE, S. Female-biased dispersal, low female recruitment, unpaired males, and the extinction of small and isolated bird populations. **Oikos**, v. 92, n. 2, p. 344-356, 2001.

D'ANTONIO, C.; LEVINE, J.; THOMSEN, M. Ecosystem resistance to invasion and the role of propagule supply: a California perspective. **Journal of Mediterranean Ecology**, v. 2, p. 233-246, 2001.

DROLET, D.; LOCKE, A. Relative importance of propagule size and propagule number for establishment of non-indigenous species: a stochastic simulation study. **Aquatic Invasions**, v. 11, n. 1, 2016.

EPANCHIN-NIELL, R. S.; WILEN, J. E. Optimal spatial control of biological invasions. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 63, n. 2, p. 260-270, 2012.

FISHBASE. Disponível em:
<<https://www.fishbase.de/Summary/SpeciesSummary.php?ID=2&AT=tilapia>>. Acesso: 12 fev. 2019

GALLARDO, B.; CLAVERO, M.; SÁNCHEZ, M. I.; VILÀ, M. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. **Global change biology**, v. 22, n. 1, p. 151-163, 2016.

GIACOMINI, H. C. Sete motivações teóricas para o uso da modelagem baseada no indivíduo em ecologia. **Acta Amazonica**, p. 431-446, 2007.

GIACOMINI, H. C.; MARCO JR, P.; PETRERE JR, M. Exploring community assembly through an individual-based model for trophic interactions. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 1, p. 23-39, 2009.

GUTIERRE, S. M. M.; VITULE, J. R. S.; FREIRE, C. A.; PRODOCIMO, V. Physiological tools to predict invasiveness and spread via estuarine bridges: tolerance of Brazilian native and worldwide introduced freshwater fishes to increased salinity. **Marine and Freshwater Research**, v. 65, n. 5, p. 425-436, 2014.

HOLLE, B. V.; SIMBERLOFF, D. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. **Ecology**, v. 86, n. 12, p. 3212-3218, 2005.

INSTITUTO trata Brasil. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/esgoto>>. Acesso: 11 fev. 2019.

ISHIKAWA, T.; SHIMOSE, T.; TACHIHARA, K. Life history of an invasive and unexploited population of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and geographical variation across its native and non-native ranges. **Environmental biology of fishes**, v. 96, n. 5, p. 603-616, 2013.

IUCN – International Union for Conservation of Nature (2017). Invasive alien species and climate change. Disponível em: <https://www.iucn.org/sites/dev/files/ias_and_climate_change_issues_brief_final.pdf>

JOHNSTON, M. W.; PURKIS, S. J. Lionfish in the eastern Pacific: a cellular automaton approach to assessing invasion risk. **Biological invasions**, v. 16, n. 12, p. 2681-2695, 2014.

LANDE, R. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. **The American Naturalist**, v. 142, n. 6, p. 911-927, 1993.

LIKONGWE, J. S.; STECKO, T. D.; STAUFFER JR, J. R.; CARLINE, R. F. Combined effects of water temperature and salinity on growth and feed utilization of juvenile Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus). **Aquaculture**, v. 146, n. 1-2, p. 37-46, 1996.

LINDE, A. R.; IZQUIERDO, J. I.; MOREIRA, J. C.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Invasive tilapia juveniles are associated with degraded river habitats. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, n. 6, p. 891-895, 2008.

LOCKWOOD, J. L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. The role of propagule pressure in explaining species invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 5, p. 223-228, 2005.

LOCKWOOD, J. L.; HOOPES, M. F.; MARCHETTI, M. P. **Invasion ecology**. Malden:

Blackwell Publishing, 2007.

LÖVEI, G. L. Biodiversity: global change through invasion. **Nature**, v. 388, n. 6643, p. 627, 1997.

LUNG'AYIA, H. B. O. Some aspects of the reproductive biology of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L) in the Nyanza Gulf of Lake Victoria, Kenya. **Icipe Science**. 1994.

MACARTHUR R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography.**, 1st edition. Princeton: Princeton University Press. 1967.

MARVIER, M.; KAREIVA, P.; NEUBERT, M. G. 2004. Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. **Risk Analysis: An International Journal**, v. 24, n. 4, p. 869-878, 2004.

MATTHIES, D.; BRÄUER, I.; MAIBOM, W.; TSCHARNTKE. Population size and the risk of local extinction: empirical evidence from rare plants. **Oikos**, v. 105, n. 3, p. 481-488, 2004.

MOONEY, H. A. (2005). **Invasive alien species: a new synthesis** (Vol. 63, pg.36). Island press.

MOUILLOT, D.; BELLWOOD, D. R.; BARALOTO, C.; CHAVE, J.; GALZIN, R.; HARMELIN-VIVIEN, M.; KULBICKI, M.; LAVERGNE, S.; LAVOREL, S.; MOUQUET, N.; PAINE, C. E. T.; RENAUD, J.; THUILLER, W. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. **PLoS biology**, v. 11, n. 5, p. e1001569, 2013.

NEWMAN, D.; PILSON, D. Increased probability of extinction due to decreased genetic effective population size: experimental populations of *Clarkia pulchella*. **Evolution**, v. 51, n. 2, p. 354-362, 1997.

PASTOROK, R. A.; BARTELL, S. M.; FERSON, S. **Ecological modeling in risk assessment: Chemical effects on populations, ecosystems, and landscapes**. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, 2002.

PETERSON, M. S.; SLACK, W. T.; BROWN-PETERSON, N. J.; MCDONALD, J. L. Reproduction in nonnative environments: establishment of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in coastal Mississippi watersheds. **Copeia**, v. 2004, n. 4, p. 842-849, 2004.

PISCICULTURA Panamá. Disponível em: <<http://www.pisciculturapanama.com.br/>> Acesso em: dezembro de 2018.

REASH, R. J.; BERRA, T. M. Comparison of fish communities in a clean-water stream and an adjacent polluted stream. **American Midland Naturalist**, p. 301-322, 1987.

RIZZATI, V.; BRIAND, O.; GUILLOU, H.; GAMET-PAYRASTRE, L. Effects of pesticide mixtures in human and animal models: An update of the recent literature. **Chemico-Biological Interactions**, 254, 231-246, 2016.

RUIZ, G. M.; CARLTON, J. T. Invasion vectors: a conceptual framework for management. **Invasive species: vectors and management strategies**, p. 459-504, 2003.

SANCHES, F. H. C.; MIYAI, C. A.; COSTA, T. M.; CHRISTOFOLETTI, R. A.; VOLPATO, G. L.; BARRETO, R. E. Aggressiveness overcomes body-size effects in fights staged between invasive and native fish species with overlapping niches. **PLoS One**, v. 7, n. 1, p. e29746, 2012.

SCHOENER, T. W.; SPILLER, D. A. Is extinction rate related to temporal variability in population size? An empirical answer for orb spiders. **The American Naturalist**, v. 139, n. 6, p. 1176-1207, 1992.

SHAFFER, M. L. Minimum population sizes for species conservation. **BioScience**, v. 31, n. 2, p. 131-134, 1981.

SHALLOOF, K. A. S.; KHALIFA, N. Stomach contents and feeding habits of *Oreochromis niloticus* (L.) from Abu-Zabal lakes, Egypt. **World Applied Sciences Journal**, v. 6, n. 1, p. 1-5, 2009.

SIMBERLOFF, D.; VON HOLLE, B. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. **Biological invasions**, v. 1, n. 1, p. 21-32, 1999.

SIMBERLOFF, D. The role of propagule pressure in biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 81-102, 2009.

SIMBERLOFF, D.; MARTIN, J. L.; GENOVESI, P.; MARIS, V.; WARDLE, D. A.; ARONSON, J.; COURCHAMP, F.; GALIL, B.; GARCÍA-BERTHOU, E.; PASCAL, M.; PYŠEK, P.; SOUSA, R.; TABACCHI, E.; VILÀ, M. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 1, p. 58-66, 2013.

STRAYER, D. L.; EVINER, V. T.; JESCHKE, J. M.; PACE, M. L. Understanding the long-term effects of species invasions. **Trends in ecology & evolution**, v. 21, n. 11, p. 645-651, 2006.

TACON, P.; NDIAYE, P.; CAUTY, C.; LE MENN, F.; JALABERT, B. Relationships between the expression of maternal behaviour and ovarian development in the mouthbrooding cichlid fish *Oreochromis niloticus*. **Aquaculture**, v. 146, n. 3-4, p. 261-275, 1996.

TRAVIS, J. M. J.; HAMMERSHØJ, M.; STEPHENSON, C. Adaptation and propagule pressure determine invasion dynamics: insights from a spatially explicit model for sexually reproducing species. **Evolutionary Ecology Research**, v. 7, n. 1, p. 37-51, 2005.

VARGAS, D. A. R **Avaliação do risco de exposição da água do rio iguaçu em exemplares de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), mantidos em condições experimentais de laboratório.** 102 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Celular e Molecular) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997.

VITOUSEK, P. M.; LLOYD L. L.; WESTBROOKS R. Biological invasions as global environmental change. **American Scientist** 84: 468-478, 2017.

VITULE, J. R. S. O.; FREIRE, C. A.; VAZQUEZ, D. P.; NEZ, M. A. N.; SIMBERLOFF, D. Revisiting the potential conservation value of non-native species. **Conservation biology**, v. 26, n. 6, p. 1153-1155, 2012.

WANG, CHI-WEI; LIANG, CHENJU; YEH, HUI-JU. Aquatic acute toxicity assessments of molybdenum (+ VI) to *Daphnia magna*. **Chemosphere**, v. 147, p. 82-87, 2016.

WILSON, J. C.; NIBBELINK, N. P.; PETERSON, D. L. Thermal tolerance experiments help establish survival probabilities for tilapia, a group of potentially invasive aquatic species. **Freshwater biology**, v. 54, n. 8, p. 1642-1650, 2009.

ZAMBRANO, L.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; MENEZES, N.; PETERSON, A. T. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 63, n. 9, p. 1903-1910, 2006.

ANEXOS

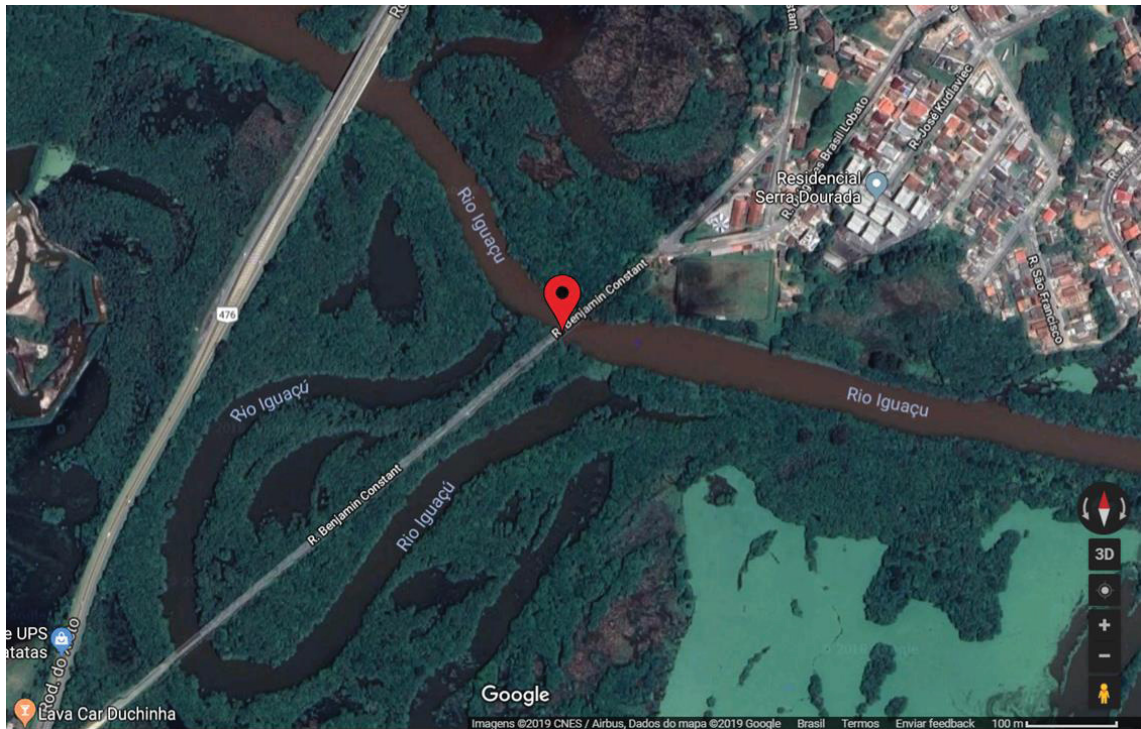


Figura 1: Localização do ponto de coleta no Rio Iguaçu. Fonte: Google Maps, 2019.



Figura 2: Ponto de coleta no Rio Iguaçu. Fonte: Arquivo pessoal.



Figura 3: (a) Bioensaio externo, Laboratório de Toxicologia Celular - UFPR; (b) tanques de criação e (c) exemplar de *Oreochromis niloticus* juvenil.