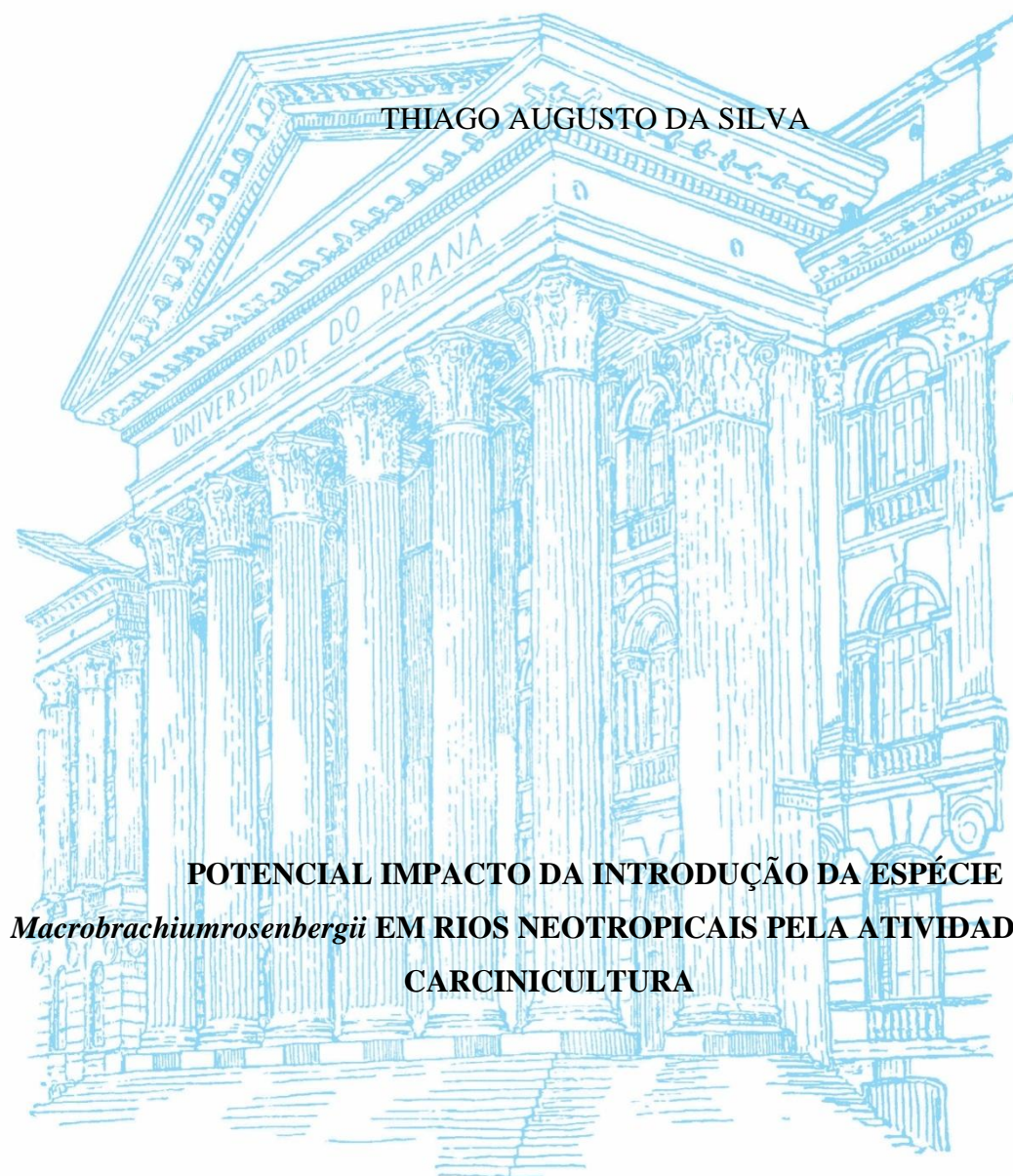


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ - SETOR PALOTINA  
DEPARTAMENTO DE ZOOTECNIA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
AQUICULTURA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

THIAGO AUGUSTO DA SILVA



**POTENCIAL IMPACTO DA INTRODUÇÃO DA ESPÉCIE  
*Macrobrachium rosenbergii* EM RIOS NEOTROPICAIS PELA ATIVIDADE DE  
CARCINICULTURA**

PALOTINA

2017

THIAGO AUGUSTO DA SILVA

**POTENCIAL IMPACTO DA INTRODUÇÃO DA ESPÉCIE**  
***Macrobrachium rosenbergii* EM RIOS NEOTROPICAIS PELA ATIVIDADE DE**  
**CARCINICULTURA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável do Setor Palotina, Departamento de Zootecnia, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável. Área de concentração: Impactos ambientais da atividade de Aquicultura

Orientador: Prof. Dr. Almir Manoel. Cunico

Coorientador: Prof. Dr. Eduardo Luis Cupertino Ballester

PALOTINA

2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

S581 Silva, Thiago Augusto da  
Potencial impacto da introdução da espécie  
*Macrobrachium Rosenbergii* em rios neotropicais pela  
atividade de carcinicultura / Thiago Augusto da Silva.-  
Palotina, 2017.  
36f.

Orientador: Almir Manoel Cunico.  
Coorientadora: Eduardo Luis Cupertino Ballester.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do  
Paraná, Setor Palotina, Programa de Pós-Graduação em  
Aqüicultura e Desenvolvimento Sustentável.

1. Crustáceos. 2. Invasões biológicas. 3. Pressão  
de propágulos. I. Cunico, Almir Manoel. II. Ballester,  
Eduardo Luis Cupertino. III. Universidade Federal do Paraná.  
IV. Título.

CDU 639.2



## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por ter me concedido o dom da vida e a sabedoria necessária para completar essa caminhada sem esmorecer diante das dificuldades.

Aos meus pais Roberto Carlos da Silva e MariseEvani Kuhn Silva, por toda educação proporcionada, pelo carinho e apoio incondicional ao longo de mais essa conquista. Sem vocês, tenho plena convicção que jamais conseguiria.

Ao meu irmão Bruno Felipe da Silva, por ser muito mais que um irmão desde sempre e por me distrair com aquele violão barulhento enquanto eu tentava escrever.

Ao meu orientador Professor Dr. Almir Manoel Cunico, por ter acreditado em meu potencial, pela paciência, pelo apoio e pelos valiosos conhecimentos adquiridos. Muito Obrigado

Ao meu Co-orientador Professor Dr. Eduardo Luis Cupertino Ballester pelo suporte ao longo de toda a minha vida acadêmica, por todo conhecimento adquirido e por todo apoio ao longo desta empreitada. A você, toda a minha gratidão e imensa admiração.

À Dra. Odete Lopez Lopes, pelo auxílio na identificação do material coletado, e por toda prestatividade.

Aos meus grandes Amigos Ronaldo de Oliveira Gregório (vulgo menino Greg), Petra Ewald, Natali Miiller, Fabrício Dutra e Ademir Heldt por toda a colaboração e disponibilidade ao longo desses dois anos. A vocês os meus sinceros agradecimentos, e fiquem com a certeza de que essa conquista tem muito de vocês!

À minha linda namorada Geórgia Carolina Rohden, por todo amor, carinho e atenção a mim dedicados, por me fazer acreditar a cada dia que eu era capaz de me superar, por ser meu porto seguro nos momentos de dificuldade e por suportar minhas insatisfações diárias sem me abandonar! Haha! Te amo.

À família LEPI, pelos inúmeros momentos de alegrias e de aprendizagem que compartilhamos e por todo apoio no desenvolvimento da pesquisa.

Aos produtores envolvidos por disponibilizarem suas propriedades para a realização desse estudo.

Aos professores, técnicos, motoristas da Universidade Federal do Paraná e a todos que colaboraram para a execução deste trabalho.

À capes, pelo auxílio financeiro.

**“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.**

**(Madre Teresa de Calcutá)**

## RESUMO

Os crustáceos decápodes se apresentam como os organismos de maior potencial invasor nos ecossistemas aquáticos, sendo a aquicultura um dos principais vetores da introdução de espécies. Desta forma, o recente interesse na produção da espécie *M. rosenbergii* pelo setor aquícola na região Oeste do Paraná tem emergido como um perigo potencial para a biodiversidade local. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a incidência da espécie *Macrobrachium rosenbergii* (de Man, 1879) na bacia hidrográfica do Rio Piquiri, Paraná, Brasil, assim como avaliar o risco de estabelecimento da espécie com a expansão da carcinicultura. O estudo foi realizado através do monitoramento de três propriedades aquícolas localizadas no município de Palotina, região Oeste do estado do Paraná, por meio da instalação de armadilhas do tipo covo nos ductos de saída de água e nos corpos receptores de água efluente. As armadilhas foram iscadas com coração de galinha em porções iguais, conjuntamente com uma porção de ração comercial para camarão, sendo submersas no final da tarde e recuperadas no início da manhã, totalizando um período de 12 horas. Ao final do estudo foram capturados 9 espécimes de *M. rosenbergii*, 44 espécimes de *Macrobrachium brasiliense* (Heller 1862), 8 espécimes de *Macrobrachium amazonicum* (Heller 1862), 5 espécimes de *Macrobrachium heterochirus* (Wiegmann, 1836), 3 espécimes *Macrobrachium borellii* (Nobili, 1896) e 2 espécimes de *Macrobrachium iheringi* (Ortmann, 1897) comprovando que embora a espécie *M. rosenbergii* não esteja estabelecida ela está introduzida na bacia hidrográfica do Rio Piquiri representando um risco potencial para as demais espécies nativas.

Palavras-chave: Invasões biológicas. Crustáceos. Não nativas. Pressão de propágulos.

## ABSTRACT

The decapod crustaceans present themselves as being organisms with the highest invasive potential of the aquatic ecosystems, and aquaculture is the main reason for the introduction of different species. Therefore, the recent interest on the production of the species *M. rosenbergii* by the aquaculture area located at western Paraná increase a potential danger for the local biodiversity. In this context, the research purpose is to measure the incidence of the species *Macrobrachium rosenbergii* in the river basin of the Piquiri River at Paraná, Brazil, as well as study the risks of the species establishment, as the shrimp farming keeps expanding. These projects was made through the monitoring of three aquaculture properties, all located at the Palotina municipality, western Paraná. Covo type traps were installed on the exit ducts and also on the effluent water receiving bodies of these properties. Those traps were baited with the same amount of chicken heart and commercial shrimp feed, after that, they were submerged during the evening and recovered in the morning, staying submerged for twelve hours. By the end of the study, 9 specimens of *M. rosenbergii* (de Man, 1879) were captured, as well as 44 specimens of *Macrobrachium brasilense* (Heller, 1862), 8 specimens of *Macrobrachium amazonicum*, (Heller 1862) 5 specimens of *Macrobrachium heterochirus* (Wiegmann, 1836) 3 specimens of *Macrobrachium borelii* (Nobili, 1896) and 2 specimens of *Macrobrachium iheringi*, (Ortmann, 1897) confirming that, although the species *M. rosenbergii* isn't yet established, it's already introduced on the river basin of the Piquiri river, representing a potential risk to the other native species.

Key words: biological invasions, crustaceans, non-native, propagule pressure

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>9</b>
1.1	OBJETIVOS.....	11
1.1.1	Objetivos Específicos .....	11
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>12</b>
2.1	ÁREA DE ESTUDO .....	12
2.2	DETECÇÃO DA OCORRÊNCIA DE ESCAPES .....	14
2.3	POTENCIAL RISCO DE ESTABELECIMENTO NA BACIA .....	17
<b>3</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>19</b>
3.1	DETECÇÃO DA OCORRÊNCIA DE ESCAPES .....	19
3.2	POTENCIAL RISCO DE ESTABELECIMENTO .....	23
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>30</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Tendo expandido quase 12 vezes nos últimos 30 anos, a aquicultura cresce a uma taxa média anual de 8,8 % (FAO, 2016) e é apontada como uma das próximas fronteiras agropecuárias a ser explorada, crescendo três vezes mais que a agricultura, por exemplo (DIANA, 2009). Segundo dados da FAO (2016), a atividade atualmente produz 66,6 milhões de toneladas e deve atingir 85 milhões de toneladas em 2030, o que demonstra seu grande potencial de expansão. Neste contexto, a carcinicultura de água doce é uma das atividades aquícolas mais promissoras. Segundo o último levantamento da FAO (2016), no ano de 2014 foram produzidas aproximadamente 500.000 toneladas de camarão, movimentando US\$ 2,6 bilhões, o que representa um incremento de quase 1000% na produção nos últimos 20 anos.

Diante deste cenário de evidente crescimento econômico da atividade aquícola, cresce também a preocupação inerente aos seus potenciais impactos ambientais, em especial os devidos a poluição biológica pela introdução de espécies (NAYLOR, 2000; MAIZTEGUI, 2016; KHAN, 2016). A crescente inserção de espécies não nativas através de ações antropogênicas, seja ela de maneira deliberada ou acidental, se constituem como um importante componente das alterações ambientais, ameaçando fortemente a biodiversidade global, além de causar prejuízos econômicos da ordem de bilhões de dólares (BULEY *et al.* 2017).

Neste contexto, a utilização de espécies não nativas decorrente da implementação de pacotes tecnológicos importados e ou consolidados mundialmente, faz da atividade de aquicultura uma eficiente rota para a introdução e estabelecimento de espécies (BASHEER, 2016; LIMA, 2016; GOZLAN, 2017). Características como rápido desenvolvimento, elevado *fitness* reprodutivo, alta adaptabilidade e tolerância a estressores bióticos e abióticos são almejadas pelo setor produtivo em suas espécies de interesse, elevando concomitantemente a probabilidade de introdução, estabelecimento e dispersão de espécies em novos ambientes fora de suas áreas naturais de distribuição (SIMBERLOFF, 2009; PEOPLES; GOFORTH, 2017).

Relevantes impactos ambientais e socioeconômicos causados pela introdução de espécies não nativas são relatados há décadas para os mais diversos habitats e ambientes (FORNECK, 2016; SILVESTER, 2017; CILENTI *et al.* 2017; JEFFERY *et al.* 2017; GAERTNER, 2017), sendo inclusive considerada por muitos autores como a segunda maior ameaça para a diversidade biológica mundial (DUDGEON *et al.* 2006; SIMBERLOFF *et al.*, 2013 SIMBERLOFF; VITULE, 2014; BELLARD *et al.* 2016, BUCKLEY, 2016;

LATOMBE, 2017).A presença de um organismo não nativo pode alterar drasticamente o comportamento das espécies nativas (SIMBERLOFF, 2009), interferir geneticamente por processos de hibridação entre espécies (RHYMER; SIMBERLOFF, 1996), ocasionar perda de variabilidade gênica, transmitir patógenos e alterar o fluxo de energia dentro dos ecossistemas, afetando de maneira direta ou indireta a manutenção das comunidades aquáticas (CUCHEROUSSET; OLDEN, 2011). Desta forma os sistemas de produção aquícola, baseados em poucas espécies produzidas globalmente, destacam-se como fonte primária de introdução de espécies (PELICICE, 2014; LIMA 2017) uma vez que os modelos produtivos normalmente negligenciam procedimentos de biossegurança no intuito de evitar escapes (AZEVEDO-SANTOS *et al.* 2015).

No que concerne a Carcinicultura, crustáceos decápodes, dentre eles a espécie *Macrobrachium rosenbergii* (De man, 1879), merecem especial atenção devido a sua capacidade de sobreviver a migrações de longas distâncias, ampla tolerância ambiental, rápido desenvolvimento e elevada taxa de fecundidade, o que lhe confere importantes características zootécnicas, porém, evidenciam seu elevado potencial invasor (RUIZ *et al* 2000). O camarão da Malásia, *Macrobrachium rosenbergii* é um crustáceo de água doce que ocorre originalmente no sul e sudeste da Ásia, partes da Oceania e algumas ilhas do Pacífico (NEW *et al.* 2012), amplamente disseminado pela aquicultura em todo o mundo devido ao seu tamanho corporal, robustez, alto valor comercial e grande aceitação no mercado (IKETANI *et al* 2011).

No Brasil, a produção desta espécie começou em 1977 pelo Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco e, posteriormente, foi difundida por meio de órgãos públicos e da iniciativa privada (BARROS; SILVA, 1997; CAVALCANTI, 1998; NEW; 2000) tendo seu ápice de produção no início da década de 90. A partir de 1995 houve um declínio de produção e estagnação com novas perspectivas de crescimento a partir do ano 2000 devido a sua produção consorciada a tilápia do Nilo (ZIMMERMANN2010; WANG, 2016; FITZSIMMONS, 2017).

Atualmente a região Oeste do estado do Paraná destaca-se como principal pólo de produção aquícola do país voltada principalmente para a tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (RICHTER, 2004; MARENGONI *et al.*, 2007) e vem se destacando como precursora na criação do camarão de água doce em sistema de policultivo com tilápias (ZIMMERMANN *et al* 2010; DUTRA *et al.*, 2016), logo tornando-se fonte potencial de novas introduções. No Brasil, a espécie *M.rosenbergii* foi registrada fora de ambiente de cultivo nos estados do Pará (SILVA-OLIVEIRA *et al.* 2011), Maranhão (IBAMA, 1998), São

Paulo (MAGALHAES *et al.* 2005) e Paraná (GAZOLA-SILVA 2007), tendo seu estabelecimento principalmente em regiões estuarinas (SILVA-OLIVEIRA *et al.* 2011; IKETANI, 2016).

Embora o risco de estabelecimento da espécie seja considerado baixo em ambientes aquáticos continentais devido à falta de hábitat adequado para completar o ciclo de vida (MAGALHÃES *et al.* 2005), o aumento das fontes de propágulos oriundas da expansão da atividade de carcinicultura de água doce, eleva o seu risco de estabelecimento nestes ambientes, seja a curto prazo, pela manutenção artificial das populações no ambientes natural decorrente de escapes contínuos, seja a longo prazo, devido a adaptação da espécie ao ambiente decorrente da frequência de liberação dos propágulos ao longo do tempo (LOCKWOOD *et al.* 2005).

Desta forma, nossa hipótese é que devido ao início da produção da espécie *Macrobrachium rosenbergii* na bacia hidrográfica do Rio Piquiri, tenha ocorrido a introdução da espécie na bacia, com elevado risco potencial de estabelecimento devido a expansão da atividade de carcinicultura na região Oeste do estado do Paraná.

## 1.1 OBJETIVOS

Detectar a introdução da espécie *Macrobrachium rosenbergii* (Decapoda: Palaemonidae) em rios da bacia hidrográfica do Rio Piquiri assim como avaliar o potencial risco de estabelecimento com a expansão da atividade de carcinicultura.

### 1.1.1 Objetivos Específicos

- Determinar a densidade e frequência de ocorrência de escapes ao longo do ciclo de cultivo;
- Determinar a pressão de propágulos na bacia hidrográfica do Rio Piquiri;
- Estimar o risco de estabelecimento da espécie *Macrobrachium rosenbergii* em virtude da expansão da atividade de carcinicultura;

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em três propriedades aquícolas localizadas no município de Palotina, região Oeste do estado do Paraná, Brasil, as quais desenvolvem a atividade de carcinicultura em sistema de policultivo com tilápia do Nilo (TABELA 1; FIGURAS 1, 2, 3 e 4). Todas as propriedades estão inseridas na bacia hidrográfica do Rio Piquiri (FIGURA 1), o qual destaca-se como importante afluente do Rio Paraná e um dos últimos tributários livres de barramentos hidroelétricos em toda a bacia hidrográfica do Alto Rio Paraná, desempenhando importante função ecológica para conservação da biodiversidade aquática (HOLZBACH *et al.*2009).

A bacia hidrográfica do Rio Piquiri caracteriza-se economicamente pela atividade agropecuária, com alta densidade de propriedades rurais e aquícolas, sendo que a produção de peixes é responsável por metade de toda a produção do estado do Paraná (RICHTER, 2004; MARENGONI *et al.*, 2007).

TABELA 1– COORDENADAS GEOGRAFICAS, DENSIDADE DE ESTOCAGEM DE *M.rosebergii* E RIO RECEPTOR DO EFLUENTE NOS PONTOS DE COLETA

Locais	Coordenadas geográficas	Densidade de estocagem de <i>M.rosebergii</i>	Rio receptor do efluente
Ponto 1	24°08'41,5" 53°55'01.16"	3000	Rio Piquiri
Ponto 2	24°18'13.0" 53°43'46.01"	8000	Rio São Pedro
Ponto 3	24°16'43.2" 53°54'24.6"	6000	Rio São Camilo

FONTE: O autor (2015)

FIGURA 1 – MAPA DE IDENTIFICAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA AO LONGO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIQUIRI.



FONTE: O autor (2016)

FIGURA 2 - IMAGEM DE SATÉLITE DO PONTO DE COLETA 1.



FONTE: Google maps (2017)

FIGURA 3 - IMAGEM DE SATÉLITE DO PONTO DE COLETA 2.



FONTE: Google maps (2017)

FIGURA 4 - IMAGEM DE SATÉLITE DO PONTO DE COLETA 3.



FONTE: Google maps (2017)

## 2.2 DETECÇÃO DA OCORRÊNCIA DE ESCAPES

O método escolhido para o levantamento dos escapes foi o método passivo de captura, onde não há interferência direta do coletor, a fim de causar uma menor interferência no ambiente (RIBEIRO; ZUANON, 2006).

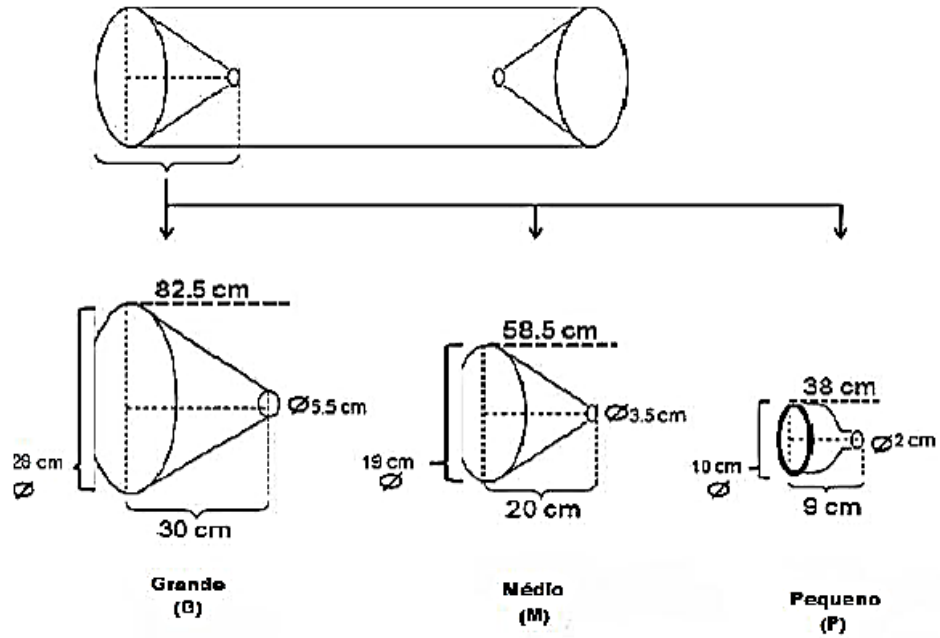
As armadilhas do tipo covo foram confeccionadas em três tamanhos - pequeno (P), médio (M), grande (G) – (FIGURA 5) a fim de minimizar a interferência do fator seletividade por tamanho do espécime. Foram dispostas de maneira equidistantes em conjunto de três unidades, sendo uma de cada tamanho (FIGURA 6), nos ductos de saída de água e nos corpos

hídricos receptores da água efluente (FIGURA 7). Para a obtenção de amostras mais representativas das populações, foram utilizadas trélicas de cada conjunto de armadilhas (BENTES *et al.*, 2011).

As amostragens foram estabelecidas e operadas mensalmente, compreendendo o período de outubro de 2015 a junho de 2016, abrangendo desta forma todo o ciclo de produção, o qual normalmente inicia-se no mês de outubro com duração de 6 a 8 meses. As armadilhas foram iscadas com coração de galinha em porções iguais, conjuntamente com uma porção de ração comercial para camarão, sendo submersas no final da tarde e recuperadas no início da manhã, uma vez que a espécie *M. rosebergii* apresenta maior atividade locomotora durante o período noturno (PEEBLES, 1979), totalizando um período de 12 horas de exposição. Após o período submerso as armadilhas foram recuperadas e os espécimes coletados armazenados em sacos plásticos com álcool 70%.

Os indivíduos coletados foram levados para o Laboratório de Ecologia, Pesca e Ictiologia (LEPI) da Universidade Federal do Paraná – Setor Palotina para identificação taxonômica por meio de chaves de identificação especializadas (DORE; FRIMODT, 1987; SAMPAIO; NAGATA, 2009), caracterização do sexo através da presença ou ausência do apêndice sexual localizado no segundo par de pleópodos dos machos e aferição de dimensões morfológicas: comprimento de carapaça - CC (distância entre a margem posterior da órbita direita até o ponto médio da margem posterior da carapaça) e peso total (PT). Para as aferições morfométricas foi utilizado paquímetro e balança digital com precisão de 0,01mm e 0,01g, respectivamente. Todos os exemplares coletados foram depositados na Coleção de Crustácea do Museu de História Natural Capão da Imbuia (MHNCI).

FIGURA 5 – DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE UMA ARMADILHA ESTILO COVO, QUE MOSTRA AS DIMENSÕES DOS TRÊS TAMANHOS DE ARMADILHA EMPREGUES NO PRESENTE ESTUDO.



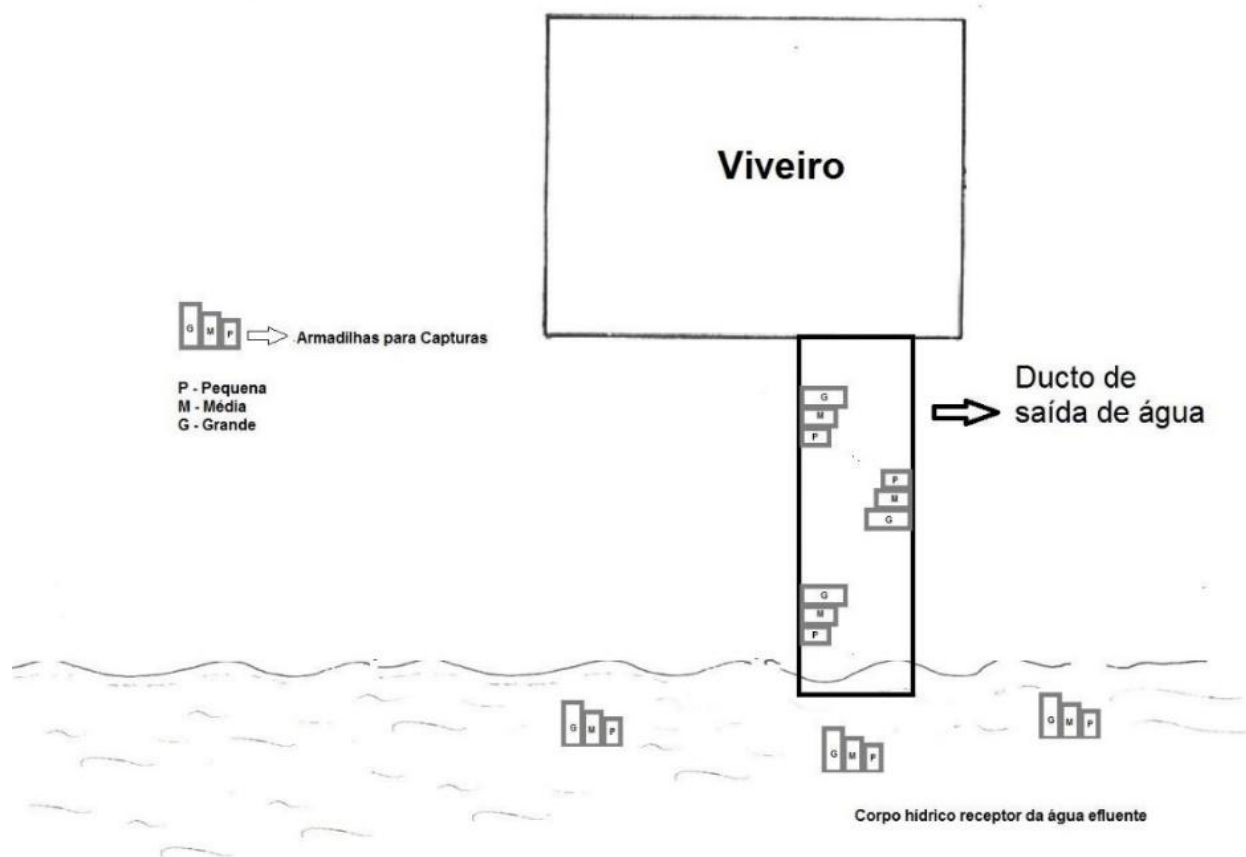
FONTE: O autor (2016)

FIGURA 6 – CONJUNTO DE ARMADILHAS DO TIPO COVO ISCADAS COM CORAÇÃO DE GALINHA E RAÇÃO COMERCIAL.



FONTE: O autor (2016)

FIGURA 7 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA DISPOSIÇÃO DAS ARMADILHAS



FONTE: O autor (2016)

### 2.3 POTENCIAL RISCO DE ESTABELECIMENTO NA BACIA

Para avaliar o potencial risco de estabelecimento da espécie na bacia calculamos inicialmente a porcentagem de escape de indivíduos de *M. rosenbergii* ao longo do ciclo produtivo monitorado utilizando a seguinte equação:

$$\%Escape = \frac{EO}{DE * Sv} * 100$$

onde, EO = número total de escapes observados; DE = número total de indivíduos estocados e Sv = porcentagem de sobrevivência na despesca do tanque ao final do ciclo produtivo. Entende-se como sobrevivência a proporção entre o número de indivíduos vivos e mortos observados na despesca. Posteriormente, projetamos a capacidade máxima de produção do *M. rosenbergii* no município de Palotina, empregando a seguinte equação:

$$P = (L * E) * Sve$$

onde P = capacidade máxima de produção de *M. rosenbergii* no município de Palotina; L = área de lâmina d'água utilizada para produção de tilápia no município de Palotina de acordo

com Zacarkim e Oliveira. (2015); E = densidade de estocagem, conforme recomendado por Rodrigues & Zimmermann (2004) para sistemas depolicultivo de *M. rosenbergii* e *O. niloticus*; Sve = porcentagem estimada de sobrevivência na despesca ao final do ciclo produtivo de acordo com a Marques (2012).

Com estas informações estimamos a pressão de propágulo potencial em número de indivíduos (PP) a cada novo ciclo de cultivo, multiplicando a capacidade máxima de produção do município (P) pela porcentagem de escapes observada (% de Escape) e utilizando os dados de produção atual e o peso comercial de despesca do *M. rosenbergii* para a região Oeste do Paraná segundo Dutra *et al* (2016) estimamos produção atual em número de indivíduos:

$$\frac{PA}{PC} = PAi$$

onde PA= produção atual, em quilogramas, do *M. rosenbergii* para a região Oeste do Paraná de acordo com Dutra *et al* (2016); PC= peso comercial de despesca do *M. rosenbergii* para a região Oeste do Paraná segundo Dutra *et al* (2016); PAi = produção atual do *M. rosenbergii* em número de indivíduos.

Com esses dados foi possível estimar o aumento potencial de produção do *M. rosenbergii* ao longo dos anos. Para tal estimativa assumimos como verdadeiro para a carcinicultura o incremento de 17% ao ano sugerido por Vicente *et al* (2014) para o cultivo de tilápias no Brasil, uma vez que o policultivo é a prática mais aderida na região para a atividade de carnicultura:

$$APP = PAi * CC$$

onde APP= aumento potencial da produção em número de indivíduos; PAi = produção atual do *M. rosenbergii* em número de indivíduos e CC=Crescimento anual projetado para carcinicultura em sistemas de policultivo. Por fim, projetamos o aumento potencial da inserção de propágulos/ha/ano:

$$PI = APP * (\%Escape)$$

onde PI= potencial de introdução em número de indivíduos; APP=aumento potencial da produção em número de indivíduos;

A frequência de ocorrência das espécies nos locais amostrados ao longo do período de coletas, foi obtido através do índice de Dajoz (1973):

$$C = \frac{n}{N} * 100$$

onde, C é a constância; n é o número de vezes que a espécie foi capturada; N é o número total de coletas efetuadas. A espécie foi considerada constante quando  $C \geq 50\%$ , acessória quando  $50\% > C \geq 20\%$  e acidental quando  $C < 20\%$ .

### 3 RESULTADOS

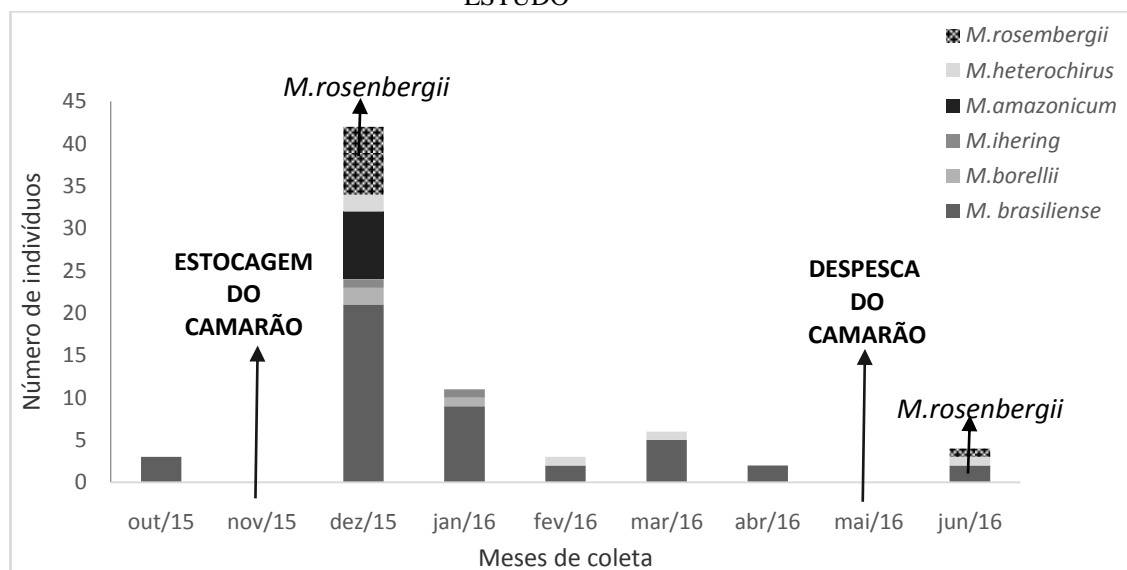
#### 3.1 DETECÇÃO DA OCORRÊNCIA DE ESCAPES

Foram coletados 71 indivíduos pertencentes à família Palaemonidae, gênero *Macrobrachium* (FIGURA 8). A espécie com o maior número de indivíduos foi *Macrobrachium brasiliense* (Heller, 1862) com 44 espécimes amostrados, seguida da espécie *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879) com 9 indivíduos, *Macrobrachium amazonicum* (Heller 1862) com 8 indivíduos, *Macrobrachium heterochirus* (Wiegmann, 1836) com 5 indivíduos, *Macrobrachium borellii* (Nobili, 1896) com 3 indivíduos e *Macrobrachium iheringi* (Ortmann, 1897) com 2 indivíduos. A espécie não nativa *M. rosenbergii* foi coletada nas amostragens de dezembro de 2015 e junho de 2016, sendo 7 exemplares capturados nos rios receptores do efluente aquícola e dois nos ductos de saída de água dos viveiros.

No que diz respeito a origem biogeográfica, duas espécies são nativas na bacia do Alto Rio Paraná: *Macrobrachium brasiliense* e *Macrobrachium ihering* (COELHO; RAMOS-PORTO, 1985; LOPES; PEREIRA, 1996), três são nativas de outras bacias brasileiras *Macrobrachium heterochirus* (MELO, 2003) *Macrobrachium borellii* (DE GRAVE, 2008), *Macrobrachium amazonicum* (HOLTHUIS, 1952) e uma é oriunda de outro continente, *M. rosenbergii* (NEW, 2000) (TABELAS 2 e 3).

No que concerne a frequência de ocorrência, três espécies incluindo a *M. rosenbergii*, foram consideradas acessórias, uma constante e uma acidental (TABELA, 4).

FIGURA 8 – COMPOSIÇÃO FAUNÍSTICA DOS INDIVÍDUOS AMOSTRADOS AO LONGO DO ESTUDO



FONTE: O autor (2016)

TABELA 2 – NÚMERO DE IDENTIFICAÇÃO, LOCAL DE COLETA, COORDENADAS GEOGRÁFICAS (LATITUDE SUL E LONGITUDE OESTE), DATA DE COLETA, SEXO E COMPRIMENTO DE CARAPAÇA (CC) DOS INDIVÍDUOS CAPTURADOS DE *M. rosenbergii*.

NºID	MHNCI	Localização	Lat. S	Long. O	Data	Sexo	CC
46	5556	Rio Piquiri	24°08'46.4"	53°54'50.7"	dez/15	Fêmea	2,8
54	5556	Rio Piquiri	24°08'46.4"	53°54'50.7"	dez/15	Fêmea	1,7
56	5556	Rio Piquiri	24°08'46.4"	53°54'50.7"	dez/15	Fêmea	2,2
59	5556	Rio Piquiri	24°08'46.4"	53°54'50.7"	dez/15	Fêmea	2
68	5556	Rio Piquiri	24°08'46.4"	53°54'50.7"	dez/15	Fêmea	1,8
51	5561	Rio Piquiri	24°08'46.4"	53°54'50.7"	dez/15	Fêmea	1,7
70	5557	DS* Rio Piquiri	24°08'44.6"	53°54'53.9"	dez/15	Fêmea	2,3
72	5557	DS* Rio Piquiri	24°08'44.6"	53°54'53.9"	dez/15	Fêmea	1,7
23	5558	Rio São Pedro	24°18'13.0"	53°18'13.0"	jun/15	Macho	5,2

\*DS = ducto de saída

FONTE: O autor (2016).

Espécie	Área de distribuição Natural
<i>Macrobrachium rosenbergii</i> (De Man, 1879)	Sul e sudeste da Ásia, partes da Oceania e algumas ilhas do Pacífico
<i>Macrobrachium brasiliense</i> (Heller, 1862)	Brasil (Acre, Amapá, Amazonas, Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará, Paraná, São Paulo) Colômbia, Guyana, Suriname, Venezuela
<i>Macrobrachium borellii</i> (Nobili, 1896)	Argentina (Buenos Aires); Brasil (Rio Grande do Sul); Paraguai; Uruguai
<i>Macrobrachium heterochirus</i> (Wiegmann, 1836)	Brasil (Bahia, Espírito Santo, Pernambuco, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo) Colômbia, Guatemala, Haiti, Jamaica, México, Panamá, Poorto Rico, Venezuela
<i>Macrobrachium iheringi</i> (Ortmann, 1897)	Brasil (Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Minas Gerais, Paraná, Rio de Janeiro, São Paulo)
<i>Macrobrachium amazonicum</i> (Heller, 1862)	Venezuela (Rio Orinoco) Brasil ( Amazonas, Paraguai, e baixo Paraná)

TABELA 3 – ÁREA DE DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES COLETADAS

FONTE: IUNC (2008)

TABELA 4 – ORIGEM BIOGEOGRÁFICA, FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA, BIOMASSA E COMPRIMENTO DE CARAPAÇA DAS ESPÉCIES COLETADAS NAS PROPRIEDADES 1 (P1), PROPRIEDADE 2 (P2), PROPRIEDADE 3 (P3).

Ordem/Família/ Gênero/Espécie	Origem	Frequência de ocorrência	Biomassa (g)			Comprimento carapaça (cm)		
			P1	P2	P3	P1	P2	P3
Decapoda								
Palaemoidae								
<i>Macrobrachium</i>								
<i>Macrobrachium rosenbergii</i> (De Man, 1879)	Não nativa	Acessória	4.9	7.26	-	1.4 - 2.8	5,2	-
<i>Macrobrachium brasiliense</i> (Heller, 1862)	Nativa	Constante	11.75	36.14	17.59	0.7 - 2.5	0.9 - 3.1	2 - 3.3
<i>Macrobrachium borellii</i> (Nobili, 1896)	Não Nativa	Acessória	-	3.2	-	-	1.8 -2.1	-
<i>Macrobrachium heterochirus</i> (Wiegmann, 1836)	Não Nativa	Acessória	4.36	6.93	0.28	3.5	3.1 - 1.8	1.6
<i>Macrobrachium iheringi</i> (Ortmann, 1897)	Nativa	Acessória	-	0.62	1.55	-	1.7	2.2
<i>Macrobrachium amazonicum</i> (Heller, 1862)	Não Nativa	Acidental	4.21	-	-	1.8 - 2.4	-	-

FONTE: O autor (2016)

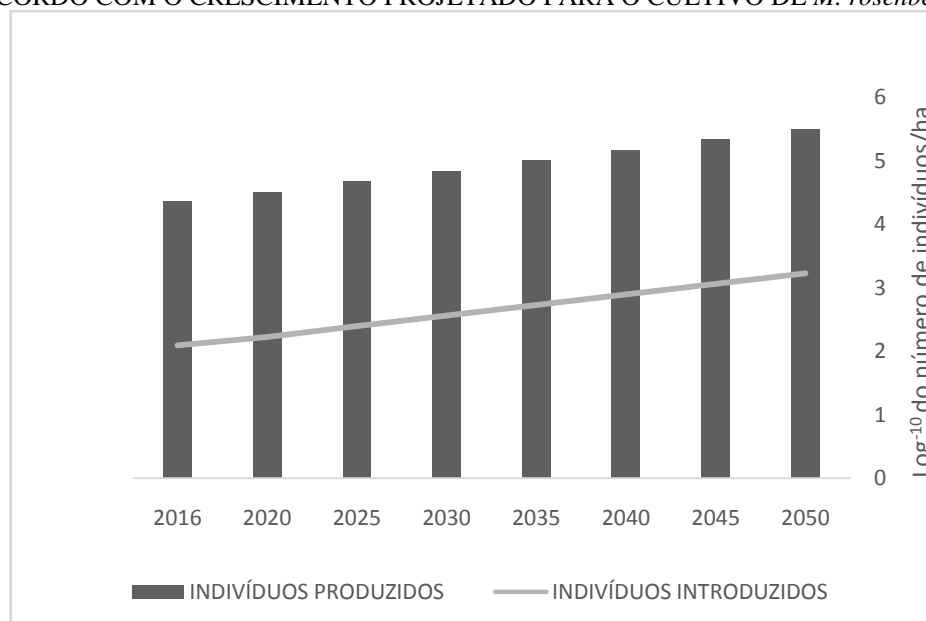
### 3.2 POTENCIAL RISCO DE ESTABELECIMENTO

Foi detectado o escape de nove espécimes de *M. rosenbergii* no decorrer do estudo, indicando o primeiro registro de introdução da espécie na Bacia Hidrográfica do Rio Piquiri. Dos 17.000 indivíduos estocados inicialmente nos tanques analisados apenas 10% (1.700 espécimes) sobreviveram ao término do ciclo produtivo, com os escapes perfazendo 0,53% do número total de indivíduos vivos registrados na despesca dos tanques analisados.

A partir da área de 3.371.202 m<sup>2</sup> destinadas para a prática da aquicultura no município de Palotina (ZACARKIM; OLIVEIRA, 2015) estimou-se a capacidade máxima de produção do município em 16.856.010 indivíduos de *M. rosenbergii*, representando a inserção potencial de 89.336 indivíduos de *M. rosenbergii* em rios pertencentes a Bacia Hidrográfica do Rio Piquiri a cada novo ciclo produtivo, dada a densidade de 10 camarões/m<sup>2</sup> para Policultivos, recomendada por Rodrigues e Zimmerman (2004) e a sobrevivência mínima de 50% descrita por Marques (2012).

Levando em consideração os 700 kg/ha de *M. rosenbergii* produzidos na região Oeste em 2015 (DUTRA *et al* 2016) e o peso médio de 30 gramas para a despesca, estimamos que no mesmo período da realização deste estudo foram produzidos 23.333 indivíduos/ha no município de Palotina. Pressupondo um acréscimo anual 17 % (capacidade potencial em policultivo com tilápia), projetamos para 2050 que 4.856.195 ind/ha poderão ser produzidos. Logo, mantendo-se a taxa de escape observada de 0,53%, 25.738 indivíduos/ha potencialmente serão inseridos ao longo da bacia hidrográfica (FIGURA 9).

FIGURA 9 –LOG<sup>-10</sup> DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS/HA INSERIDOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIQUIRI DE ACORDO COM O CRESCIMENTO PROJETADO PARA O CULTIVO DE *M. rosenbergii* NA REGIÃO.



FONTE: O autor (2016)

## 4 DISCUSSÃO

O recente interesse na produção da espécie *M. rosenbergii* pelo setor aquícola na região Oeste do Paraná tem emergido como um perigo potencial para a biodiversidade local. Em nosso estudo observamos o primeiro registro de introdução da espécie em rios da bacia hidrográfica do Rio Piquiri, bem como destacamos o potencial risco de estabelecimento da espécie na bacia em decorrência de escapes inerentes ao manejo dos tanques de cultivo e expansão da atividade na região.

Problemas relacionados à introdução de espécies devido a atividade de aquicultura não são recentes. Espécies anteriormente utilizadas para cultivo, como *O. niloticus* e *Cyprinus carpio*, por exemplo, tem um vasto histórico de impactos negativos para a biodiversidade nativa em vários países do mundo (BRITTON; ORSI, 2012; BAJER *et al* 2016; DAGA *et al* 2016; FORNECK *et al* 2016; MAIZTEGUI, 2016; KHAN, 2016). Para a espécie *M. rosenbergii* informações acerca de potenciais impactos negativos a biodiversidade, embora concentradas em regiões estuarinas, evidenciam seu elevado risco de invasão (IKETANI *et al* 2016; SILVA-OLIVEIRA *et al.*, 2011; IKETANI *et al.*, 2011; LOEBMAN, 2010).

A ocorrência de outras espécies do gênero *Macrobrachium* observadas ao longo do estudo e estabelecidas na bacia do Alto rio Paraná em decorrência principalmente de ações antropogênicas (IKETANI *et al.*, 2016) sugerem um ambiente propício para a adaptação e desenvolvimento do gênero. A espécie *Macrobrachium amazonicum*, por exemplo, foi introduzida na bacia do Alto rio Paraná na década de 80, posteriormente à inundação do Salto de Sete Quedas em virtude da construção da Usina Hidrelétrica de Itaipu, que atuava como uma importante barreira geográfica na dispersão dos organismos aquáticos (MAGALHÃES, 2005).

O cenário de introdução de uma nova espécie cultivada observada ao longo do presente estudo reflete uma situação que é comum a países em desenvolvimento. A demanda por rápido crescimento econômico faz com que sejam incentivadas a utilização de espécies com pacotes tecnológicos mundialmente consolidados em detrimento às espécies nativas, o que pode comprometer seriamente a diversidade biológica e os serviços ecossistêmicos (PELICICE *et al.*, 2014). Neste contexto, a intensificação da produção do *M. rosenbergii* por meio da aquicultura, projetada em nosso estudo, destaca um evidente aumento da pressão de propágulos na bacia hidrográfica do rio Piquiri.

A pressão de propágulos destaca-se como a força motriz no processo de estabelecimento de espécies não nativas em ecossistemas naturais (BRITTON; ORSI, 2012;

BRITTON; GOZLAN 2013; ORTEGA *et al.* 2015). De acordo com nossos resultados, caso sejam negligenciadas medidas de biossegurança, a combinação entre o tamanho (número de indivíduos introduzidos) e a frequência dos eventos de introdução, potencializará o sucesso de estabelecimento do *M. rosenbergii* na bacia (KOLAR; LODGE, 2001; LOCKWOOD, 2005; DUGGAN *et al.* 2006; COPP; TEMPLETON; GOZLAN, 2007; DAVIS, 2009; SIMBERLOFF, 2009; BLACKBURN *et al.*, 2011; BRITTON; GOZLAN, 2013).

Em partes, isso ocorre porque a relação básica existente entre a intensificação dos eventos de liberação de propágulos provindas das aquiculturas, e o sucesso no estabelecimento da espécie é bastante intuitiva: quanto mais se pressiona o ambiente com a inserção de novos indivíduos, maior será a probabilidade de sucesso da invasão. Aliado a isso, a presença de outras espécies não nativas já estabelecidas na bacia do rio Piquiri como a *O. niloticus* (FORNECK, 2016), torna esse ambiente instável e ainda mais susceptível a um novo estabelecimento, uma vez que comunidades biológicas que tenham sofrido algum impacto prévio tendem a apresentar baixa resistência a novas invasões (VITULLE E PRODOCIMO, 2012).

É de amplo conhecimento que no ambiente natural a espécie *M. rosenbergii* habita rios, lagos e reservatórios tropicais, todavia necessita de acesso para áreas adjacentes de água salobra, essencial para que o desenvolvimento larval seja completo e seu ciclo reprodutivo finalizado (PINHEIRO; HEBLING, 1998). Entretanto, embora sejam incapazes de completar seu ciclo reprodutivo dentro da bacia hidrográfica do Rio Piquiri devido à ausência de conectividade com regiões estuarinas, a constante inserção de propágulos pelo setor produtivo pode, a curto prazo, manter de maneira artificial populações com grande número de indivíduos.

A introdução de novos indivíduos na bacia e posterior manutenção artificial de *M. rosenbergii* sugere potenciais danos ecológicos à biota nativa. Os crustáceos decápodes de maneira geral são um grupo bastante influente no aspecto ecológico (MAGALHÃES, 2005). Atuam na cadeia como predadores, detritívoros e presas (PORTO, 1998), além de formarem um elo importante com níveis tróficos superiores (MACIEL; VALENTI, 2009). No caso específico da espécie *M. rosenbergii*, quando comparada as espécies nativas presentes na região de estudo, sua maior plasticidade e taxas de crescimento dão vantagens significativas no processo de recrutamento (FLORES-MORENO; MOLES, 2013). O comportamento territorialista e agonístico apresentados por essa espécie, aliados à um maior tamanho, podem favorecer-los na competição com as demais espécies (KARPLUS, 2005; DOS SANTOS; PONTES, 2016). Tal comportamento indica uma vantagem competitiva por espaço e recursos

alimentares (SILVA-OLIVEIRA *et al.* 2011) com espécies presentes na bacia, como o *M. brasiliense* (COELHO; RAMOS-PORTO, 1985).

A competição por estes recursos também pode ser acentuada devido a capacidade da espécie *M. rosenbergii* integrar muitos níveis tróficos, haja visto que jovens e adultos apresentam uma dieta diferenciada (IKETANI, 2016). Desta maneira, a manutenção artificial de populações de *M. Rosenbergii* detectada em nosso estudo poderá a curto prazo ocasionar impactos negativos sobre a dinâmica trófica, em processos de interação interespecífica e na distribuição de outras espécies de crustáceos decápodes. Em regiões onde a temperatura não constitui um fator limitante ao cultivo de *M. rosenbergii*, possibilitando mais de um ciclo produtivo ao ano, o número de introduções pode ser ainda maior. O aumento no número de eventos, e consequente ampliação das populações introduzidas, impactam diretamente no sucesso da introdução e estabelecimento da espécie *M. rosenbergii*, uma vez que grandes populações apresentam maior diversidade genética, possibilitando às populações introduzidas superarem a estocasticidade demográfica e ambiental (LOCKWOOD, 2005; SIMBERLOFF, 2009; KOONTZ *et al.*, 2017; JEFFERY *et al.*, 2017;).

De acordo com Simberloff, (2009), o aumento da variação genética pode, em longo prazo, não só deter a extinção dos não nativos, como também levar a novos genótipos ainda mais adaptados do que as populações inicialmente introduzidas, aumentando desta forma a probabilidade de persistência e propagação da espécie *M. rosenbergii* na bacia do Rio Piquiri. Evidências que a pressão de propágulos proporcionou genótipos mais adaptados já foram registradas para a espécie *Carcinus maenas*, um crustáceo europeu altamente invasivo. Por meio de sequenciamento de DNA, Jeffery *et al.* (2017) comprovou a existência de novas linhagens genéticas da espécie com maior capacidade de sobreviver as variações ambientais, quando comparadas a linhagens mais antigas. Tais alterações favoreceram sua dispersão e estabelecimento em todos os continentes do planeta, com exceção da Antártida.

Para a espécie *M. rosenbergii* populações adaptadas e reprodutivamente viáveis de *M. rosenbergii* foram observadas por Silva-Oliveira (2011) e Iketani (2016) em estuários da costa Amazônica, no norte do Brasil, em decorrência principalmente de escapes de unidades produtivas. Embora, nessas regiões o fator salinidade seja vital para o fechamento do ciclo reprodutivo e estabelecimento da espécie, a possibilidade de adaptação genotípica a longo prazo, aliados a uma análise evolutiva da família Palaemonidae, a qual está inserida o gênero *Macrobrachium* despertam preocupação para ecossistemas aquáticos continentais.

Estudos indicam que a família Palaemonidae, se originou de um ancestral marinho tropical comum, que mostrou uma tendência evolutiva para se adaptar a condições não-

marinhas, invadindo com êxito regiões estuarinas e ambientes continentais (JALIHAL *et al.*, 1993; FREIRE *et al.*, 2003; BAUER, 2004; AUGUSTO *et al.*, 2009). Em virtude de tais radiações adaptativas (SCHLUTER, 2000; GLOR, 2010), atualmente quase 300 das 950 espécies pertencente a família Palaemonidae, muitas delas pertencentes ao gênero *Macrobrachium* (DE GRAVE *et al.*, 2008) habitam regiões de água salobra ou continentais.

Segundo Jalihal *et al* (1993), essa capacidade de espécies do gênero *Macrobrachium* completarem seu ciclo reprodutivo em águas continentais sugere uma adaptação à longo prazo do gênero. A espécie *M. ihering*, por exemplo, embora apresente um padrão continental, com reprodução independente de água salobra, é frequentemente observada em regiões estuarinas. A hipótese mais aceita é que tal espécie seja um caso recente de adaptação evolutiva e por isso opte por habitats com água salobra (BUENO; RODRIGUES, 1995). Outro exemplo de sucesso evolutivo recente é a espécie *M. amazonicum*, cujo desenvolvimento larval pode ocorrer tanto em ambientes continentais quanto em ambientes estuarinos (ANGER, 2013). Essas diferentes estratégias comportamentais e reprodutivas adotadas por camarões do gênero *Macrobrachium* sustentam a hipótese de que o gênero ainda esteja em processo de transição evolutiva de habitats costeiros para continentais, reforçando assim nossa preocupação com as reintroduções da espécie *M. rosenbergii*.

Vinculado a isso, outra preocupação diz respeito a contaminação genética de estoques nativos através de processos de hibridizações (RHYMER; SIMBERLOFF, 1996). Especificamente, em espécies de *Macrobrachium*, híbridos já foram produzidos em cruzamentos entre *Macrobrachium nipponense* e *Macrobrachium formosense* (UNO; FUJITA, 1972), *Macrobrachium asperulum* e *Macrobrachium shokitai* (SHOKITA, 1978) e *M. rosenbergii* e *Macrobrachium macolmsonii* (SANKOLLI *et al.*, 1982, SOUNDARAPANDIAN; KANNUPANDI, 2000). Embora a grande maioria dos híbridos tenha sido conseguida através de inseminação artificial, Sankolli *et al.* (1982) relataram um acasalamento natural bem sucedido entre *M. rosenbergii* e *M. malacolmsonii*, o que comprova a viabilidade da produção de larvas híbridas também em ambiente natural.

Além dos demais impactos associados à introdução dessa espécie, a manutenção de populações da espécie não nativa *M. rosenbergii* na bacia do rio Piquirí eleva o risco de introdução e contaminação de espécies nativas por patógenos (GAZOLA-SILVA, 2007). Nesse contexto, o agente infeccioso mais ameaçador para a biodiversidade é o vírus da Síndrome da mancha-branca (WSSV - White Spot Syndrome Virus). Desde de sua primeira detecção, em 1992 (ESCOBEDO-BONILLA *et al.*, 2007) o WSSV tem sido apontado como causador de surtos de doenças que levaram a morte de uma ampla gama de hospedeiros,

incluindo mais de 40 espécies de caranguejos, copepodos e outros artrópodes (CAI *et al.*, 1995, WANG *et al.*, 1998). Embora tolerante, o *M. rosenbergii* pode transportar um nível infeccioso do vírus da Síndrome da mancha-branca (WSSV - White Spot SyndromeVirus) suficientemente capaz de representar uma ameaça as demais espécies (YOGANANDHAN; HAMEED, 2007), justificando a necessidade de boas práticas de biossegurança nas instalações de cultivo.

Apesar das inúmeras informações a respeito dos impactos negativos decorrentes da introdução de espécies, constatamos, que as consequências ecológicas e econômicas associadas a introdução da espécie *M. rosenbergii* são negligenciados pelo setor produtivo. A falta de monitoramento e conhecimento ecológico resulta no escape dos organismos cultivados, o que além de prejuízos econômicos, traz danos a biodiversidade. Nesse sentido, constatamos escapes ao longo do ciclo produtivo em decorrência principalmente de manejos realizados de forma inadequada e da inexistência de métodos eficientes de contenção. Tais resultados corroboram com Barros e Silva (1997) que constataram a presença do invasor *M. rosenbergii* em rios do estado do Pará, tendo como principal vetor o manejo irregular dos cultivos. Fornecket *al* (2016), em um estudo para avaliar os riscos de invasão por peixes não nativos na bacia hidrográfica do Rio Piquiri, também apontaram as falhas de manejo como principal vetor da introdução de espécies.

Torna-se evidente a necessidade de um programa de biossegurança abrangente, assim como o desenvolvimento de novas tecnologias capazes de minimizar os impactos causados por novas introduções. Embora ainda não seja possível dimensionar os reais impactos do *M. rosenbergii* sobre a diversidade biológica da bacia hidrográfica do rio Piquiri, os esforços visando a prevenção de futuras introduções são imprescindíveis. A falta de clareza científica a respeito das diversas consequências de sua invasão não deve ser usada como justificativa para não se adotar medidas de erradicação, contenção ou controle (LEPRIEUR *et al.*, 2008).

O processo de transformação desse cenário também passa pela conscientização dos produtores, uma vez que ações antropogênicas são as principais responsáveis pela disseminação de espécies fora de seu habitat natural (VITULE; PRODOCIMO, 2012). De acordo com Azevedo Santos (2015) uma sociedade bem informada será intuitivamente induzida a evitar ou minimizar ações que possam resultar na introdução de espécies não nativas. A ausência de novas capturas observadas após a adoção de medidas corretivas no principal ponto de coleta da espécie *M. rosenbergii*, corrobora com essa informação e ratificam a importância da disseminação de conhecimento.

Nossos resultados evidenciam que embora não esteja estabelecida, a espécie *M. rosenbergii* está introduzida na bacia hidrográfica do Rio Piquiri, representando um risco potencial à biota nativa, principalmente devido a projeção de aumento da atividade de carnicultura na região. Apesar de não ser possível confirmar o estabelecimento populacional na bacia, nossos resultados podem servir de base para futuras avaliações de risco ecológicos associados à espécie, assim como a elaboração de planos de gestão e manejo adequados, de forma a fomentar a atividade e realizar o controle de espécies invasoras, impedindo novas introduções, diminuindo o risco de invasões e desenvolvendo de maneira sólida uma aquicultura sustentável.

## REFERÊNCIAS

- ANGER, K. Neotropical *Macrobrachium* (Caridea: Palaemonidae): on the biology, origin, and radiation of freshwater-invading shrimp. **Journal of Crustacean Biology**, v. 33, n. 2, p. 151-183, 2013.
- AUGUSTO, A. *et al.* Evolutionary transition to freshwater by ancestral marine palaemonids: evidence from osmoregulation in a tide pool shrimp. **Aquatic Biology**, v. 7, n. 1-2, p. 113-122, 2009.
- AZEVEDO-SANTOS, V. M. *et al.* How to avoid fish introductions in Brazil: education and information as alternatives. *Natureza*; **Conservação**, v. 13, n. 2, p. 123-132, 2015.
- BAJER, P. G. *et al.* Biological invasion by a benthivorous fish reduced the cover and species richness of aquatic plants in most lakes of a large North American ecoregion. **Global changebiology**, v. 22, n. 12, p. 3937-3947, 2016.
- BARROS, M. P.; SILVA, L. M. A. Registro de introdução da espécie exótica *Macrobrachiumrosenbergii*(De Man, 1879) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) em águas do Estado do Pará. **BolMuseuParaenseEmílioGoeldi**, v. 13, p. 31-37, 1997.
- BASHEER, V. S.; RAVI, C. Exotic fishes in Indian Aquaculture Production and Development: Advantages and Concerns. **Course Manual**, p. 186, 2016.
- BAUER, R. T. Remarkable shrimps: adaptations and natural history of the carideans. **Universityof Oklahoma Press**, 2004.
- BELLARD, C.; CASSEY, P. & BLACKBURN, T.M. Alien species as a driver of recent extinctions. **Biol. Lett.**, 12: 20150623. 2016.
- BENTES, B. **Ecologia, pesca e dinâmica populacional do camarão-da-Amazônia - *Macrobrachiumamazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda:Palaemonidae) – capturado na região das ilhas de Belém-Pará-Brasil.** 253p Tese (doutorado em ciências Biológicas). Instituto de Ciências Biológicas – UFPA. Belém do Pará, 2011
- BLACKBURN, T. M. *et al.* A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in ecology evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011.
- BRITTON, J. R.; ORSI, M. L. Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 22, n. 3, p. 555-565, 2012.
- BRITTON, J.R; GOZLAN, R.E. How many founders for a biological invasion? Predicting introduction outcomes from propagule pressure. **Ecology**, v. 94, n. 11, p. 2558-2566, 2013.
- BUCKLEY, Y. M.; CATFORD, J. Does the biogeographic origin of species matter? Ecological effects of native and non- native species and the use of origin to guide management. *Journal of Ecology*, v. 104, n. 1, p. 4-17, 2016.
- BUENO, S. L. S.; RODRIGUES, S. A. Abbreviated larval development of the freshwater prawn, *Macrobrachiumiheringi* (Ortmann, 1897) (Decapoda, Palaemonidae), reared in the laboratory. **Crustaceana**, v. 68, n. 8, p. 665-686, 1995.
- BULEY, R P. *et al.* Can ozone be used to control the spread of freshwater Aquatic Invasive Species?. *Management*, v. 8, n. 1, p. 13-24, 2017.

- CAVALCANTI, L.B. Histórico. In: VALENTI W.C. (ed.), Carcinocultura de Água Doce. 254 Tecnologia para Produção de Camarões. **IBAMA/ FAPESP**, p.17–20. Brasília, 1998.
- CILENTI, L. *et al.* First records of the crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Decapoda, Cambaridae) in Lake Varano and in the Salento Peninsula (Puglia region, SE Italy), with review of the current status in southern Italy. 2017.
- COELHO, P. A.; RAMOS-PORTO, M. Camarões de água doce do Brasil: distribuição geográfica. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 2, n. 6, p. 405-410, 1985.
- COPP, G. H.; TEMPLETON, M.; GOZLAN, R. E. Propagule pressure and the invasion risks of non-native freshwater fishes: a case study in England. **Journal of Fish Biology**, v. 71, n. sd, p. 148-159, 2007.
- CUCHEROUSSET, J.; OLDEN, J. D. Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. **Fisheries**, v. 36, n. 5, p. 215-230, 2011.
- DAGA, V. S. *et al.* 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.
- DAJOZ, R. Ecologia geral. Petrópolis, Editora Vozes, 471p. 1973.
- DAVIS, M. A. Invasion biology. **Oxford University Press on Demand**, 2009.
- DE GRAVE, S.; CAI, Y.; ANKER, A. Global diversity of shrimps (Crustacea: Decapoda: Caridea) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, n. 1, p. 287-293, 2008.
- DIANA, J. S. Aquaculture production and biodiversity conservation. **Bioscience**, v. 59, n. 1, p. 27-38, 2009.
- DORE, I.; FRIMODT, C. An illustrated guide to shrimp of the world. Osprey books, 1987.
- DOS SANTOS, D. B.; PONTES, C. S. Behavioral repertoire of the giant freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879) in laboratory. **JABB-Online Submission System**, v. 4, n. 4, p. 109-115, 2016.
- DUDGEON, D. *et al.* Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews**, v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.
- DUGGAN, I. C.; RIXON, C. A.M; MACISAAC, H. J. Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium fish. **Biological Invasions**, v. 8, n. 2, p. 377-382, 2006.
- DUTRA, F. M. *et al.* Carcinocultura: Relato de experiência no oeste do Paraná. CAMINHO ABERTO: **REVISTA DE EXTENSÃO DO IFSC**, n. 3, 2016.
- FISHERIES, F. A. O. The state of world fisheries and aquaculture 2016.
- FITZSIMMONS, K. M.; SHAHKAR, Erfan. Tilapia–Shrimp Polyculture. Tilapia in Intensive Co-culture, 2017.
- FLORES-MORENO, H.; MOLES, A. T. A comparison of the recruitment success of introduced and native species under natural conditions. **PloS one**, v. 8, n. 8, p. e72509, 2013.
- FORNECK, S. C. *et al.* Invasion risks by non-native freshwater fishes due to aquaculture activity in a Neotropical stream. **Hydrobiologia**, v. 773, n. 1, p. 193-205, 2016.

FREIRE, C. A. *et al.* Adaptive patterns of osmotic and ionic regulation, and the invasion of fresh water by the palaemonid shrimps. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular ;Integrative Physiology*, v. 136, n. 3, p. 771-778, 2003.

GAERTNER, Mirijam; LE MAITRE, David C.; ESLER, Karen J. Alterations of disturbance regimes by plant and animal invaders. In: **Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services**. Springer International Publishing, 2017. p. 249-259.

GAZOLA-SILVA, F.F., MELO, S.G. and VITULE, J.R.S. *Macrobrachium rosenbergii* (Decapoda, Palaemonidae): Possível introdução em um rio da planície litorânea paranaense 292 (PR, Brasil). **Acta Biol Paranaense** 36:83-90. 2007.

GLOR, R. E. Phylogenetic insights on adaptive radiation. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 41, p. 251-270, 2010.

**GOOGLE MAPS**. Disponível em: [www.google.com.br/maps](http://www.google.com.br/maps). Acesso em: 15/01/2017

GOZLAN, R. E. Interference of Non-native Species with Fisheries and Aquaculture. In: *Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services*. **Springer International Publishing**, p. 119-137. 2017.

HOLTHUIS, L.B. A geral revision of the Palaemonidae (Crustacea: Decapoda: Natantia) of the Americas, II: the subfamily Palaemonidae. **Allan Hancock Foundation Publications**, Occasional Paper, 12: 1-79 1952.

HOLZBACH, A.J.; GUBIANI, E. A.; BAUMGARTNER, G. *Iheringichthys labrosus* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Piquiri River, Paraná, Brazil: population structure and some aspects of its reproductive biology. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 1, p. 55-64, 2009.

IBAMA (1998) PORTARIA nº 145/98, de 29 de outubro de 1998. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis **IBAMA**. Brasília, 10 pp; 29 de outubro de 1998.

IKETANI, G. *et al.* Successful invasion of the Amazon Coast by the giant river prawn, *Macrobrachium rosenbergii*: evidence of a reproductively viable population. **Aquatic Invasions**, v. 11, n. 3, p. 277-286, 2016.

IKETANI, G. *et al.* The history of the introduction of the giant river prawn, *Macrobrachium* cf. *rosenbergii* (Decapoda, Palaemonidae), in Brazil: New insights from molecular data. **Genetics and molecular biology**, v. 34, n. 1, p. 142-151, 2011.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP); Avaliação Integrada da Bacia Hidrográfica do Rio Piquiri; Disponível em: [http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/EIA\\_RIMA/baciapiquiri/f\\_IV\\_Caracterizacao\\_da\\_Bacia.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/EIA_RIMA/baciapiquiri/f_IV_Caracterizacao_da_Bacia.pdf)

JALIHALL, D. R.; SANKOLLI, K. N.; SHENOY, S. Evolution of larval developmental patterns and the process of freshwaterization in the prawn genus *Macrobrachium* Bate, 1868 (Decapoda, Palaemonidae). **Crustaceana**, v. 65, n. 3, p. 365-376, 1993.

JEFFERY, N.W. *et al.* RAD sequencing reveals genomewide divergence between independent invasions of the European green crab (*Carcinus maenas*) in the Northwest Atlantic. *Ecology and evolution*, v. 7, n. 8, p. 2513-2524, 2017.

KARPLUS, I. Social control of growth in *Macrobrachium rosenbergii* (De Man): a review and prospects for future research. **Aquaculture Research**, v. 36, n. 3, p. 238-254, 2005.

- KHAN, M. N. *et al.* A review of introduction of common carp *Cyprinus carpio* in Pakistan: origin, purpose, impact and management. **Croatian Journal of Fisheries**, v. 74, n. 2, p. 71-80, 2016.
- KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in ecology**; evolution, v. 16, n. 4, p. 199-204, 2001.
- KOONTZ, M. J. *et al.* Parsing propagule pressure: Number, not size, of introductions drives colonization success in a novel environment. **bioRxiv**, p. 108-324, 2017.
- LATOMBE, Guillaume *et al.* A vision for global monitoring of biological invasions. **Biological Conservation**, v. 213, p. 295-308, 2017.
- LEPRIEUR, F. *et al.* Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. **PLoS Biol**, v. 6, n. 2, p. e28, 2008.
- LIMA, L.B. *et al.* Expansion of aquaculture parks and the increasing risk of non- native species invasions in Brazil. **Reviews in Aquaculture**, 2016.
- 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.
- LOEBMANN, D.; MAI, A. C. G.; LEE, J.T. The invasion of five alien species in the Delta do Parnaíba Environmental Protection Area, Northeastern Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 58, n. 3, p. 909-923, 2010.
- LOPES, B.; PEREIRA, G. Inventory of the decapod crustaceans of the high and middle Orinoco river delta, Venezuela. **Acta Biológica Venezuelica**, 16(3): 45-46, 1996.
- MACIEL, C. R. VALENTI, W. C. Biology, fisheries, and aquaculture of the Amazon River prawn *Macrobrachium amazonicum*: a review. **Nauplius**, v. 17, n. 2, p. 61-79, 2009.
- MAGALHÃES, C. *et al.* Exotic species of freshwater decapod crustaceans in the state of São Paulo, Brazil: records and possible causes of their introduction. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 8, p. 1929-1945, 2005.
- MAIZTEGUI, T. *et al.* Invasion status of the common carp *Cyprinus carpio* in inland waters of Argentina. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 417-430, 2016.
- MARENGONI, N. G.; BERNARDI, A.; GONÇALVES JÚNIOR, A. C. Tilapiculturavns cultura da soja e do milho na região oeste do Paraná. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 37, n. 1, p. 41-49, 2007.
- MARQUES, H.L.A.; MORAES-VALENTI, P.M.C; Current status and prospects of farming the giant river prawn (*Macrobrachium rosenbergii* (De Man 1879) and the Amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum* (Heller 1862)) in Brazil. **Aquaculture research** 43, 984–992, 2012
- MELO, G.A.S. Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil. São Paulo: Editora Loyola – **FAPESP**, 430p. 2003.
- NAYLOR, Rosamond L. *et al.* Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, v. 405, n. 6790, p. 1017, 2000.
- NEW, M. B.; NAIR, C. M. Global scale of freshwater prawn farming. **Aquaculture Research**, v. 43, n. 7, p. 960-969, 2012.

- NEW, M.B. History and global status of freshwater prawn farming. In: NEW, M.B., and VALENTI, W.C., (eds) *Freshwater Prawn Culture: The Farming of *Macrobrachium rosenbergii**. **Blackwell Science** pp 1-10. London, 2000.
- PEEBLES, JOHN B. MOLTING, movement, and dispersion in the freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii*. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, V. 36, N. 9, P. 1080-1088, 1979.
- PELICICE, F. M. *et al.* A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. **Conservation Letters**, v. 7, n. 1, p. 55-60, 2014.
- PEOPLES, B. K.; GOFORTH, R.R. The indirect role of species-level factors in biological invasions. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 5, p. 524-532, 2017.
- PINHEIRO, M. A. A.; HEBLING, N. J. *Biologia de *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879). Carcinicultura de água doce*. Tecnologia para produção de camarões, p. 21-46, 1998.
- PORTO, L.A.C. **Estrutura populacional e biologia reprodutiva de *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) na bacia hidrográfica do Rio Meia Ponte, Bela Vista de Goiás-GO, Brasil.** (PhD Thesis ) 117p., USP, – Universidade de São Paulo –1998.
- RHYMER, J. M. & D. SIMBERLOFF. Extinction by hybridization and introgression. **Annual Reviews in Ecology and Systematic**, 27: 83-109. 1996
- RIBEIRO, O. M.; ZUANON, J. Comparação da eficiência de dois métodos de coleta de peixes em igarapés de terra firme da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 3, p. 389-394, 2006.
- RICHTER, G. O. Pesca e aquicultura: panorama mundial, Brasil e Paraná. **Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento**, 81p. Curitiba, 2004.
- RODRIGUES, J. B. R. and ZIMMERMANN S. VII Cultivo de camarões de água doce. In: **Aquicultura: experiências brasileiras**. p.145–198. Florianópolis/SC 2004.
- RUIZ, G. M. *et al.* Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. **Annual review of ecology and systematics**, v. 31, n. 1, p. 481-531, 2000.
- SAMPAIO, S. R. *et al.* Camarões de águas continentais (Crustacea, Caridea) da Bacia do Atlântico oriental paranaense, com chave de identificação tabular. **Acta Biologica Paranaense**, v. 38, 2009.
- SANKOLLI, K.N., *et al.* Crossbreeding experiment with the giant freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* and *M. malcolmsonii*. In: New, M.B. (Ed.), *Developments in Aquaculture and Fisheries Science 10: Giant Prawn Farming*. **Elsevier, Amsterdam**, pp. 91–98., 1982
- SCHLUTER, D. *The ecology of adaptive radiation*. OUP Oxford, 2000.
- SHOKITA, S. Larval development of interspecific hybrid between *Macrobrachium asperulum* from Taiwan and *Macrobrachium shokitai* from the Ryukyus. **Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries** 44 (11), 1187–1195., 1978

- SILVA-OLIVEIRA, G. C. et al. The invasive status of *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879) in Northern Brazil, with an estimation of areas at risk globally. **Aquatic Invasions**, v. 6, n. 3, p. 319-328, 2011.
- SILVESTER, R. et al. The ecological impact of commercial beehives on invasive cane toads (*Rhinella marina*) in eastern Australia. **Biological Invasions**, v. 19, n. 4, p. 1097-1106, 2017.
- SIMBERLOFF, D. *et al.* Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 1, p. 58-66, 2013.
- 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.; VITULE, J. R.S. A call for an end to calls for the end of invasion biology. **Oikos**, v. 123, n. 4, p. 408-413, 2014.
- SOUNDARAPANDIAN, P., KANNUPANDI, T. Larval production by crossbreeding and artificial insemination of freshwater prawns. **J. Fish Indian**. 47 (2), 97– 101. , 2000.
- The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em :<http://www.iucnredlist.org>. acesso em: 15/01/2017
- UNO, Y., FUJITA, M. Studies on the experimental hybridization of freshwater shrimp, *Macrobrachium nipponense* and *M. formosense*. **Abstracts of the Second International Ocean Development Conference**, 5– 7 October, Tokyo, Japan. 1972
- VICENTE, I. S.T.; ELIAS, F.; FONSECA-ALVES, C. E. Perspectivas da produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) no Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 37, n. 4, p. 392-398, 2014.
- VITULE, J. R. S.; PRODOCIMO, V. Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. **Estudos de Biologia: Ambiente e Diversidade**, v. 34, n. 83, p. 225-237, 2012.
- WANG, M ; LU, M.. Tilapia polyculture: a global review. *Aquaculture Research*, v. 47, n. 8, p. 2363-2374, 2016.
- YOGANANDHAN, K.; HAMEED, AS Sahul. Tolerance to white spot syndrome virus (WSSV) in the freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* is associated with low VP28 envelope protein expression. **Diseases of aquatic organisms**, v. 73, n. 3, p. 193-199, 2007.
- ZACARKIM, C.E.; OLIVEIRA, L.C.; **Sistema de informação geográfica na aquicultura: Município de Palotina**. I ed. Pg.23. Palotina, 2015.
- ZIMMERMANN, S.; NAIR, C. M.; NEW, M. B. Grow-out systems–polyculture and integrated culture. *Freshwater prawns: biology and farming*, p. 195-217, 2010.

