

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

BRUNO KAZUO NAKAGAWA

**Biologia populacional do predador invasor *Micropterus salmoides*
(Lacépède, 1802) em um reservatório Neotropical usando marcação e recaptura**

CURITIBA

2016

BRUNO KAZUO NAKAGAWA

**Biologia populacional do predador invasor *Micropterus salmoides*
(Lacépède, 1802) em um reservatório Neotropical usando marcação e
recaptura**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Ecologia e Conservação
(PPGECO) Setor de Ciências Biológicas,
Universidade Federal do Paraná (UFPR),
como requisito à obtenção do grau de Mestre
em Ecologia e Conservação.

Orientador: Jean Ricardo Simões Vitule

CURITIBA

2016

Dedicada a minha batiam (em memória) que nunca mediu palavras de incentivo e orgulho.

Agradecimentos

Antes de tudo e todos, agradeço a minha mãe, batiam e tias Lei e Mi por sempre priorizarem meus estudos, pelo carinho, apoio e incentivo.

Agradeço ao meu orientador, Dr. Jean R.S. Vitule, pela confiança e empenho com este trabalho, além da oportunidade de continuar no LEC e de um futuro doutorado.

Um agradecimento especial para minha companheira, de campo e de vida, Amanda, presente em todos os momentos.

A todos os amigos do Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC), Fabrício, Gustavo, Raul, Vanessa Ribeiro, Vanessa Daga, Valduga e Ana, pelo esforço em campo, críticas, conselhos, cervejas, pescarias, risadas, foi um prazer trabalhar com vocês e essa parceria não acaba aqui.

Aos pescadores, Vagner, Paulo, Anderson, Valdecir, Alex e Ed, por participarem das coletas sempre que possível. Em especial agradeço ao Frare pelo empenho e comprometimento, participando de todas as amostragens padronizadas e muitas outras.

Ao Dr. Roberto Fusco Costa, pela ajuda com as estimativas populacionais no programa Mark, muito obrigado.

A Sanepar pelo acesso ao reservatório, em especial a Ana Cristina do Rego Barros pelo apoio.

Também sou muito grato a toda minha família e amigos, que tornam minha vida muito feliz e divertida.

Enfim, não seria possível realizar este trabalho sem a participação destas e de várias outras pessoas.

Obrigado, Bruno.

Sumário

Lista de figuras.....	1
Lista de tabelas.....	1
Resumo.....	2
Abstract.....	3
Introdução.....	4
Metodologia.....	7
Área de estudo.....	7
Coleta dos dados.....	8
Análise dos dados.....	10
Resultados.....	12
Caracterização dos trechos pela transparência.....	13
Tamanho da população.....	13
Taxa de crescimento corporal.....	15
Movimentação.....	15
Distribuição.....	16
Discussão.....	17
Caracterização dos trechos pela transparência.....	17
Tamanho da população.....	18
Taxa de crescimento corporal.....	19
Movimentação.....	21
Distribuição.....	22
Recomendações de estudo e ações de manejo.....	23
Conclusão.....	25
Referências bibliográficas.....	26
Anexos.....	36

Lista de Figuras

Figura 1. *Micropterus salmoides*, um predador amplamente introduzido para fins de pesca esportiva. Foto subaquática de um macho adulto cuidando de um ninho no reservatório Passaúna, região metropolitana de Curitiba.

Figura 2. Localização da ecorregião do Rio Iguaçu (em cinza) no mapa do Brasil (A) e do estado do Paraná com a identificação da microregião onde está localizado o reservatório Passaúna (círculo vermelho) (B).

Figura 3. Reservatório Passaúna subdividido em três trechos, nos quais os indivíduos de *M. salmoides* eram amostrados mensalmente.

Figura 4. Relação da transparência observada entre os três trechos amostrados simultaneamente.

Figura 5. Relação entre o intervalo de dias entre captura e recaptura dos indivíduos de *M. salmoides*, e as distâncias percorridas.

Figura 6. Relação do CT dos indivíduos de *M. salmoides*, capturados no reservatório Passaúna, e os trechos do reservatório.

Figura 7. Relação do CT dos indivíduos de *M. salmoides*, capturados no reservatório do Passaúna, e as estações do ano.

Lista de Tabelas

Tabela 1. Classes de tamanho resultantes da formulação de Sturges, calculadas com base nos dados de recaptura de indivíduos de *M. salmoides* amostrados no reservatório Passaúna, Paraná.

Tabela 2. Estimativas de densidade populacional de *M. salmoides* no Brasil e em diferentes regiões dos Estados Unidos.

Resumo

A introdução de espécies não nativas é um grande problema para conservação da biodiversidade, sendo considerado um dos maiores desafios para ecologia e sociedade. Dentre as espécies com alto potencial invasor e histórico catastrófico onde foi introduzido, destaca-se a espécie *Micropterus salmoides* (Lacépède 1802) ou black bass, como é conhecida no Brasil, a qual tem conseguido se estabelecer com sucesso e gerado impactos negativos sobre populações nativas em mais de 50 países. Neste contexto, o objetivo desse trabalho foi levantar informações populacionais de *M. salmoides*, a fim de avaliar o potencial invasor da espécie, a intensidade dos seus impactos e auxiliar na elaboração de propostas de manejo e redução de impactos negativos gerados. Foram estudados: tamanho populacional, taxa de crescimento, padrão de distribuição e potencial de mobilidade em um reservatório Neotropical, localizado na ecorregião do Rio Iguaçu, sul do Brasil. As amostragens foram realizadas pela da técnica de captura-marcação-recaptura, através de pesca com iscas artificiais. Foram capturados e marcados 1803 indivíduos dos quais 109 foram recapturados uma única vez (6,04%) e apenas três indivíduos foram recapturados duas vezes (0,16%). O tamanho populacional estimado foi de aproximadamente 9057 indivíduos, podendo variar entre 6748 e 12201 indivíduos. Com base nesta estimativa a densidade populacional foi de 9 indivíduos ha⁻¹ e pode variar entre 6,7 e 12,2 indivíduos ha⁻¹. A taxa de crescimento corporal não variou entre os indivíduos e a média foi de 0,38 mm/dia e 1,46 g/dia. Em relação ao potencial de mobilidade da espécie, a distância máxima percorrida foi de 6987 m em um intervalo de 38 dias. Já a maior distância percorrida no menor intervalo de tempo foi de 2213 m em dois dias. A população de *M. salmoides* encontrou condições ideais que garantiram o sucesso de colonização e reprodução e podem permitir que atinja densidades maiores no reservatório Passaúna do que em ecossistemas onde é nativa. Além disso, tais condições estimularam o seu crescimento corporal. Os indivíduos adultos de *M. salmoides* possuem grande potencial de mobilidade, o que aumenta o potencial invasor da espécie. Quanto à distribuição dos indivíduos no reservatório, podemos considerá-la uniforme. Por fim, são sugeridas algumas medidas que visam minimizar e/ou controlar o possível impacto gerado por *M. salmoides* no reservatório, tais como educação ambiental, regulamentação da pesca e controle de espécies não nativas.

Palavras-chave: invasão; manejo; movimentação; distribuição despótica; pesca com isca artificial; taxa de crescimento.

Abstract

The introduction of non-native species is a great problem for the conservation of the biodiversity and it has been considered one of the biggest challenges for ecology and society. Among the species with high potential of invisibility and harmful to the environment where it has been introduced, stands out the specie *Micropterus salmoides* (Lacépède 1802) or “black bass”, as it is commonly known in Brazil. Populations of this fish has been established in more than 50 countries, causing negative impacts over the native species. In this context, the goal of this study was to gather informations about populations of *M. salmoides* in a reservoir, including evaluate the potential of its invasibility, the intensity of its impacts and to provide valuable information for the creation of management plans, as an attempt to reduce its negative impacts. In order to achieve that, it was taken in to account: the size of the population, growth rate, distribution patterns and mobility within a neotropical reservoir, situated in the ecoregion of the Iguaçú River, southern Brazil. The sampling was taken by capturing, marking and recapturing the fishes, using fishing techniques with rod and artificial lures. In total, it was captured and marked 1803 individuals of which 109 were recapture at least once [6.04%] and only three individual were recapture twice [0.16%]. The estimated size of the population was approximately 9057 individuals, ranging between 6748 and 12201. Based on this estimate, the population density within the reservoir was 9 individuals perha⁻¹, varying between 6.7 and 12.2 individuals perha⁻¹. Growth rates did not vary among the animals and the mean growth rate measured was 0.38 mm/day e 1.46 g/day. In relation to the mobility of the specie, the maximum distance travelled by one fish was 6987 meters within 38 days. However, the further distance travelled within the short test interval of time was 2213 meters in 2 days. The ideal conditions of the reservoir ensure the population of *M. salmoides* to succeed, being able to colonize and reproduce. The specie may reach higher densities in the reservoir of Passaúna than its natural environment, in North America. Besides, conditions of the reservoir has stimulated he body growth of the specie. Adults of *M. salmoides* may have great potential of mobility, resulting in an increase of its invasibility. The distributions of the individuals in the reservoir may be considered uniform throughout its extension. Lastly, management actions that aim to minimize and/ or to control the ecological impact of the *M. Salmoides* among others native species in the reservoir are suggested, such as environmental education, fishing regulamentations and control of non native species.

Key-words: invasion; manegement; movement; despotic distribution; artificial lures fishing; growth rate

Introdução

O homem sempre alterou o ambiente em que vive a fim de adequá-lo às suas necessidades. Ao longo do tempo essa atividade veio se tornando cada vez mais frequente como consequência do crescimento desenfreado da população humana e com o aumento e desenvolvimento das cidades. Um grande problema relacionado a essas alterações é a modificação da distribuição das espécies no planeta, ação que tem aumentado em taxas crescentes e incomparáveis aos eventos naturais graças à fatores, como transformação de paisagens, domesticação de espécies e comércio internacional (Lockwood et al. 2007; Gozlan 2008; Vitule et al. 2012a). Aliada às alterações globais causadas pelas ações antrópicas, a introdução de espécies não nativas tornou-se um dos principais desafios para a ecologia e para a sociedade (Soulé 1990; Lövei 1997; Vitule et al. 2012a), especialmente devido aos impactos negativos causados, os quais ameaçam a conservação da biodiversidade, especialmente para os peixes de água-doce (Vitule 2009).

Todos os ecossistemas sofrem com a introdução de espécies, porém no ambiente aquático as barreiras à invasão ou filtros ambientais são menos resistentes quando comparado ao ambiente terrestre (Lodge et al. 1998; Lockwood et al. 2007; Vitule 2009). Isto ocorre devido às características físicas do meio aquático e, primordialmente, aos inúmeros e massivos vetores existentes nesse ambiente (*e.g.* água de lastro, iscas vivas, viveiros de barcos, aquariofilia, aquicultura e pesca esportiva) (Lodge et al. 1998; Lockwood et al. 2005, 2009; Wilson et al. 2009). Prova disso, é que os peixes estão entre os animais mais introduzidos em todo o mundo, assim como entre os mais ameaçados por essa prática (Gozlan 2008; Gozlan et al. 2010; Pimentel 2011).

Ao considerarmos apenas ambientes dulcícolas é possível ainda notar uma taxa crescente de introdução de espécies, aumentando também os riscos às espécies nativas desses ambientes (Vitule et al. 2009; Cucherousset & Olden 2011). Considerando espécies de peixes, a introdução intencional e não autorizada visa, na maioria das vezes, incrementar a pesca recreativa ou esportiva (Elvira & Almodovar 2001; Hickley & Chare 2004; Johnson et al. 2009), especialmente em reservatórios (Cambray 2003; Clavero et al. 2013), resultando no aumento do número de espécies não nativas estabelecidas devido às múltiplas introduções (*e.g.* Cambray 2003; Lockwood et al. 2005; Britton & Orsi 2012; Clavero et al. 2013). Além disso, reservatórios são

considerados ambientes simplificados, os quais proporcionam condições adequadas ao estabelecimento e dispersão de espécies não nativas com alta capacidade de proliferação, dessa forma facilitando o processo de invasão, enquanto restringe o habitat e conseqüentemente a persistência de espécies nativas e endêmicas (*e.g.* Havel et al. 2005; Agostinho et al. 2008; Johnson et al. 2008; Clavero & Hermoso 2011; Vitule et al. 2012b; Daga et al. 2015). Adicionalmente, tais espécies introduzidas são em muitos casos grandes predadores, capazes de gerar um efeito “*top-down*” e alterar a estrutura da teia trófica causando mudanças ecossistêmicas (Eby et al. 2006; Estes et al. 2011). Além disso, predadores introduzidos são, geralmente, considerados mais nocivos às populações de presas quando comparados à predadores nativos (*e.g.* Paolucci & MacIsaac 2013), sendo o impacto deles sobre as presas três vezes maior (Salo et al. 2007; Simberloff et al. 2012; Paolucci & MacIsaac 2013). Este fato é provavelmente devido à falta de co-evolução entre as espécies de predador e presa, resultando na falta de reconhecimento do predador, por parte da presa, ou em respostas inadequadas ao novo predador, tendo como consequência altas taxas de predação (Leopold 1939; Sih et al. 2010; Carthey & Banks 2014).

Dentro desse contexto, destaca-se a espécie *Micropterus salmoides* (Lacepède 1802) ou *black bass*, como é conhecida no Brasil (figura 1). Essa espécie é endêmica da América do Norte, porém foi introduzida em mais de 50 países, incluindo o Brasil, para promover a pesca esportiva (Froese & Pauly 2015). *M. salmoides* é considerado um dos peixes mais valiosos em termos esportivos (*e.g.* Brown et al. 2009; Bassmaster 2016), com investimentos massivos na sua introdução, inclusive no Brasil (Vitule 2009). Pertencente à família Centrarchidae, o gênero *Micropterus* é composto por predadores de grande porte e voracidade (conhecidos como *bass*), o que justifica o interesse por espécies desse gênero para pesca esportiva (Froese & Pauly 2015). Na maioria dos países onde foi introduzido *M. salmoides* conseguiu se estabelecer com sucesso e tem gerado impactos negativos sobre populações nativas, especialmente em reservatórios (Cambray & Stuart 1985; Weyl & Hecht 1999; Jackson 2002; Takamura 2007; Trumpickas et al. 2011; Ellender & Weyl 2014). Isso fez com que *M. salmoides* fosse incluso na lista das 100 piores espécies invasoras do planeta (Lowe et al. 2000).



Figura 1. *Micropterus salmoides*, um predador amplamente introduzido para fins de pesca esportiva. Foto subaquática de um macho adulto cuidando de um ninho no reservatório Passaúna, região metropolitana de Curitiba.

No Brasil, *M. salmoides* foi introduzido por volta de 1922 no estado de Minas Gerais (Godoy 1954) e, desde então tem sido registrado em vários reservatórios da região sul e sudeste do país (e.g. Schulz & Leal 2005; Garcia et al. 2014; Daga et al. 2015). O primeiro registro para a bacia do Iguaçu foi em 1994, no reservatório de Segredo, região do baixo rio Iguaçu (Severi & Cordeiro 1994). Posteriormente, a espécie foi detectada no reservatório do Passaúna, na região do alto Iguaçu, em 2004 (Ingenito et al. 2004), sendo atualmente considerada estabelecida nesta região (e.g. Daga et al. 2014, no prelo; Ribeiro et al. 2015). Além dos estudos que registram a ocorrência da espécie nesta região (e.g. Severi & Cordeiro 1994), alguns autores avaliaram aspectos relacionados à reprodução e dieta (Ribeiro 2013; Garcia et al. 2014), taxa de crescimento, estrutura etária e mortalidade (Schulz & Leal 2005) e eficiência de métodos de captura (Ribeiro et al. 2015). No entanto, ainda são poucos os estudos no país que têm abordado esta espécie, não havendo registro de trabalhos que tenham avaliado aspectos autoecológicos fundamentais como: i) tamanho e densidade populacional, ii) padrão de distribuição (espacial e temporal) dos indivíduos, iii) potencial de movimentação dos indivíduos. Em especial, avaliar algumas das características acima é ainda mais importante quando se trata de uma espécie invasora, pois é a base crucial na determinação da intensidade do impacto causado pelo invasor

(Parker et al. 1999), potencial de dispersão da espécie e do processo de bionvasão (Blackburn et al. 2011; Vitule & Prodóximo 2012). Além disso, tais aspectos constituem alicerce de informações fundamentais para guiar e aperfeiçoar o manejo e/ou controle da espécie.

Dentro deste contexto, o objetivo desse trabalho foi levantar informações populacionais de *M. salmoides*, mais especificamente tamanho populacional; taxa de crescimento; padrão de distribuição e potencial de mobilidade, utilizando técnicas de marcação e recaptura em um reservatório na região Neotropical e concatenar dados de densidades de *M. salmoides* em locais onde é nativo ou não nativo para comparação com nossos dados.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado no Reservatório do Passaúna (25°31'43.72"S; 49°23'15.86"O), localizado na Região Metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná, sul do Brasil. Possui uma área total de 1000 ha e é utilizado para o abastecimento público de água da cidade de Curitiba e região metropolitana. A pesca foi proibida no reservatório Passaúna desde 2005 pelo Decreto n° 4742 e atualmente pelo Decreto n° 7072 de 2013, com o intuito de garantir a qualidade e potabilidade da água, já que é utilizada para o abastecimento público de Araucária e Curitiba. A área de estudo faz parte da ecorregião do Rio Iguaçu (figura 2), uma das áreas prioritárias para conservação mundial da biodiversidade (Abell et al. 2008) por possuir um elevado grau de endemismo: cerca de 70% das espécies (Zawadzki et al. 1999; Agostinho et al. 2005; Pavanelli & Bifi 2009; Baumgartner et al. 2012), podendo também ser considerado um *hotspot* de invasões biológicas no Brasil (e.g. Daga et al. no prelo).

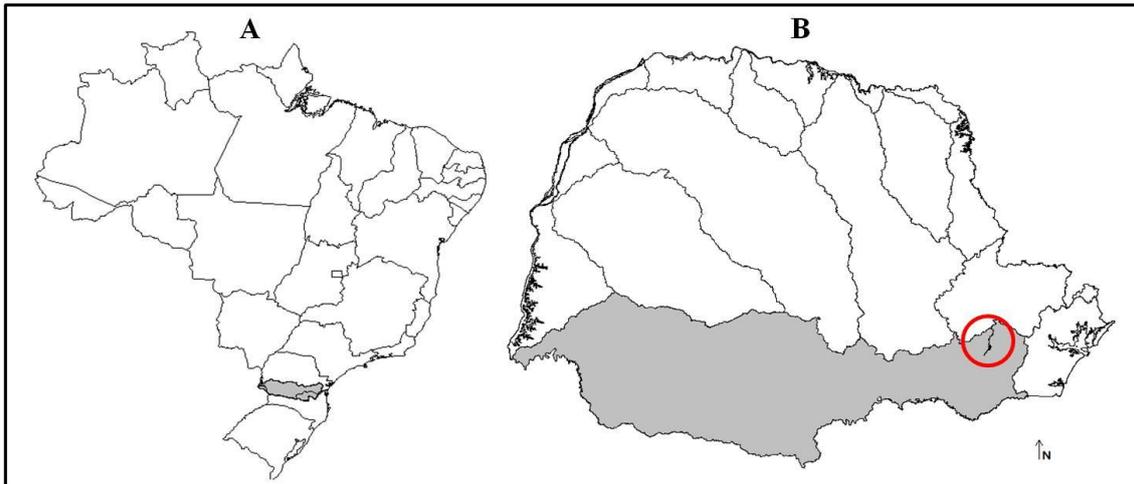


Figura 2. Localização da ecorregião do Rio Iguaçu (em cinza) no mapa do Brasil (A) e do estado do Paraná com a identificação da microregião onde está localizado o reservatório Passaúna (círculo vermelho) (B). Fonte: Bruno Kazuo Nakagawa

Coleta dos dados

As amostragens foram realizadas através da técnica de captura-marcação-recaptura. Os indivíduos de *M. salmoides* foram amostrados ao longo da costa do reservatório, através de pesca com iscas artificiais, por ser essa uma técnica seletiva e eficiente na captura da espécie, causando impactos mínimos à assembleia nativa de peixes (Ribeiro et al. 2015). Para isso, contamos com o apoio de pescadores esportivos com vasta experiência na captura desta espécie. A parceria com tais pescadores foi importante para uma amostragem mais efetiva e prática em termos logísticos.

Dos indivíduos capturados foram tomadas medidas do comprimento total (CT) (01 mm) com auxílio do ictiômetro de barco, além do massa (01 g) com o dinamômetro. Posteriormente os indivíduos foram marcados com uma etiqueta numerada (T-bar anchor tag). As marcas foram fixadas na base da nadadeira dorsal, entre o terceiro e quarto raio e após a marcação foi aplicada uma solução de álcool e iodo para evitar infecções. As coordenadas geográficas do local da captura e a transparência com o auxílio do disco de Secchi foram registradas e, logo após a realização de todos os procedimentos descritos, os indivíduos foram liberados no mesmo local onde foram capturados. Os indivíduos recapturados foram novamente medidos e pesados, as coordenadas geográficas do local de recaptura, a transparência e o número de identificação na etiqueta foram registrados e os indivíduos novamente liberados. As

amostragens ocorreram entre agosto de 2014 e novembro de 2015 de duas formas: amostragens padronizadas e não padronizadas.

As amostragens padronizadas foram realizadas uma vez por mês e o esforço de cada amostragem foi padronizado para oito horas de pesca com três barcos, cada barco com dois pescadores, num esforço total absoluto de 768 horas. Para garantir que o reservatório fosse totalmente amostrado e principalmente a fim de avaliar a distribuição e capturabilidade de *M. salmoides* ao longo do tempo e espaço, o reservatório foi subdividido em três trechos a fim de representar as regiões com diferentes características influenciadas pelo rio Passaúna (figura 3), sendo cada um dos trechos amostrado por um barco simultaneamente. A cada mês a ordem de quais pescadores amostrou qual trecho do reservatório foi alternada e interpolada, de forma que todos os pescadores amostraram todos os trechos do reservatório em todas as estações.

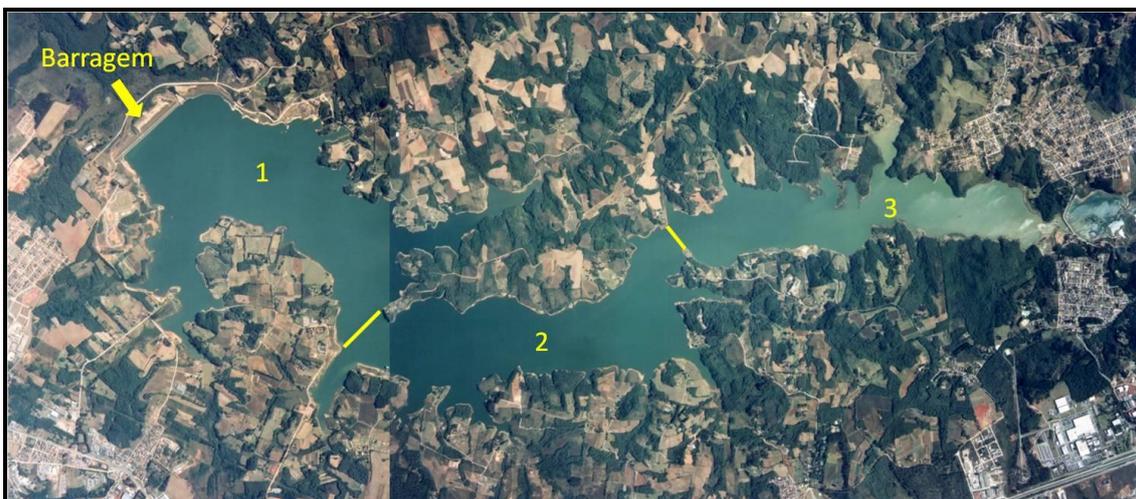


Figura 3. Reservatório do Passaúna subdividido em três trechos, nos quais os indivíduos de *M. salmoides* eram amostrados mensalmente. Fonte: Google Earth.

As amostragens não padronizadas, no entanto, não tiveram esforço padronizado e aconteceram com maior frequência durante os meses da primavera (setembro, outubro e novembro). O esforço de cada amostragem variou em número de pescadores e horas de pesca, e os trechos do reservatório foram amostrados de forma aleatória. No total, foi registrado um esforço de 743 horas em amostragens não padronizadas, sendo que 454 delas foram concentradas na primavera de 2014. Essas amostragens aconteceram desta forma, pois foi intencionado marcar a maior parte da população de *M. salmoides* visando uma estimativa do tamanho populacional mais acurada (White et al. 1982) e questões logísticas não permitiram que todas as amostragens fossem padronizadas.

Análise dos dados

Caracterização dos trechos pela transparência

Foi testado se os trechos previamente divididos foram distintos com relação a transparência, por meio de uma ANOVA unifatorial. Para este teste, foram utilizadas as médias das transparências de cada trecho em amostragens padronizadas.

Tamanho populacional

O programa MARK que fundamentalmente tem abordagem estatística de máxima verossimilhança para modelar e comparar diferentes premissas (e.g. a probabilidade de detecção variando entre indivíduos), e assim selecionar o melhor modelo de acordo com o critério de Akaike (1973) para a estimativa do tamanho da população de IA de *M. salmoides* no reservatório Passaúna. Além disso, o programa utiliza um histórico de presença e ausência dos indivíduos em cada ocasião que o reservatório foi amostrado, para realizar a estimativa. Neste histórico de presença e ausência, foram considerados apenas os indivíduos marcados e recapturados nos meses de setembro, outubro e novembro de 2014 tanto em amostragens padronizadas, quanto não padronizadas. Apesar de ser a época de reprodução da espécie, consideramos o recrutamento sendo zero, já que a técnica de captura utilizada (pesca com iscas artificiais) é seletiva em relação ao tamanho dos indivíduos, capturando apenas peixes maiores que 100 mm (Ribeiro et al. 2015). Desta forma, assumimos que a população se comportou, como uma população fechada na primavera para nosso método de coleta. Em outras palavras, fatores como nascimento, morte e migração certamente não alteraram o tamanho populacional durante o período de amostragem para nosso amostrador.

Para fins comparativos, foi feito um levantamento de dados de densidade populacional de *M. salmoides* com CT semelhante ao observado neste trabalho, em diversos locais onde a espécie está presente. Dessa forma pode-se comparar a densidade encontrada no Reservatório do Passaúna, considerada uma introdução recente (12 anos, *sensu* Ingenito et al. 2004), com a densidade de locais onde essa foi introduzido há mais

tempo e locais de ocorrência natural (onde passou por processos evolutivos de longo prazo).

Taxa de crescimento corporal

Para a estimativa da taxa de crescimento corporal foram utilizados os dados de comprimento total e massa dos indivíduos adultos (IA) de *M. salmoides* recapturados em ambas as amostragens, padronizadas e não padronizadas, obtidos durante todo período amostral. Taxas específicas de crescimento corporal foram calculadas individualmente através da seguinte fórmula:

$$\text{Taxa de crescimento corporal} = (CT_r - CT_c) / D \text{ ou } = (P_r - P_c) / D$$

Onde: CT_r e P_r representam respectivamente o comprimento total e massa do indivíduo registrado no momento da recaptura, CT_c e P_c representam respectivamente o comprimento total e massa do indivíduo registrado no momento da primeira captura, respectivamente, e D é o intervalo de dias entre captura e recaptura.

A fim de responder se a taxa de crescimento corporal varia em relação ao tamanho dos indivíduos, foram calculadas inicialmente classes de tamanho em CT de acordo com a formulação de Sturges (tabela 1), já que os indivíduos recapturados foram todos maiores que o L_{100} estimado para a espécie no mesmo reservatório (~ 190 mm CT) - tamanho no qual 100% dos indivíduos atinge maturidade sexual (Ribeiro 2013). As taxas individuais de crescimento foram então utilizadas em uma análise de variância de dados não paramétricos - teste de Kruskal-Wallis (KW), utilizando como fator as sete classes de CT previamente calculadas com intervalos de 29 mm (i.e. classe 1 de 210-239 até classe 7 de 390-419).

Movimentação

Para o cálculo da distância percorrida foram utilizados os dados de indivíduos recapturados em todo o período, tanto pelas amostragens padronizadas como pelas não padronizadas. A distância percorrida por cada indivíduo recapturado foi considerada como sendo o menor trajeto possível entre os locais de captura e recaptura. Já o potencial de mobilidade da espécie, tido como um *proxy* da capacidade de dispersão intrareservatório, foi descrito de duas formas, uma pela maior distância percorrida no menor intervalo de dias entre captura e recaptura e outra sem considerar o intervalo de

dias. Análises de regressão foram feitas a fim de responder se a distância percorrida pode ser explicada pelo tamanho dos indivíduos ou pelo intervalo de dias entre captura e recaptura.

Distribuição

Foi testado se a espécie está distribuída homogeneamente no reservatório e se essa distribuição se mantém ao longo do tempo, por meio de ANOVA Bifatorial. Para tal, foram utilizados o número de indivíduos capturados e o comprimento total dos indivíduos capturados nas amostragens padronizadas, tendo como fator espacial os três trechos do reservatório (Figura 3) e como fator temporal as estações do ano. Por fim, foi testado se a correlação entre número de indivíduos capturados e transparência é significativa. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa Statistica 13.0 (Statsoft 2015) considerando o nível de significância de 95%.

Resultados

Foram capturados e marcados 1803 indivíduos com CT variando de 132 a 470 mm e massa entre 30 e 1550 g. Cento e nove foram recapturados uma única vez (6,04%) e apenas três indivíduos foram recapturados duas vezes (0,16%). O CT dos indivíduos recapturados agrupados em sete classes (tabela 1) variou de 215 a 430 mm e o intervalo de dias entre captura e recaptura variou de 1 a 301 dias.

Tabela 1. Classes de tamanho resultantes da formulação de Sturges, calculadas com base nos dados de recaptura de indivíduos de *M. salmoides* amostrados no reservatório do Passaúna, Paraná.

Nº de classes	Intervalo CT (mm)		N
1	210	239	9
2	240	269	17
3	270	299	34
4	300	329	30
5	330	359	6
6	360	389	7
7	390	419	2

Caracterização dos trechos pela transparência

Os trechos do reservatório Passaúna são diferentes com relação a transparência ($F = 30,266$; $p = 0,000$), sendo o trecho 1 com maior transparência e o trecho 3 com menor transparência (figura 4).

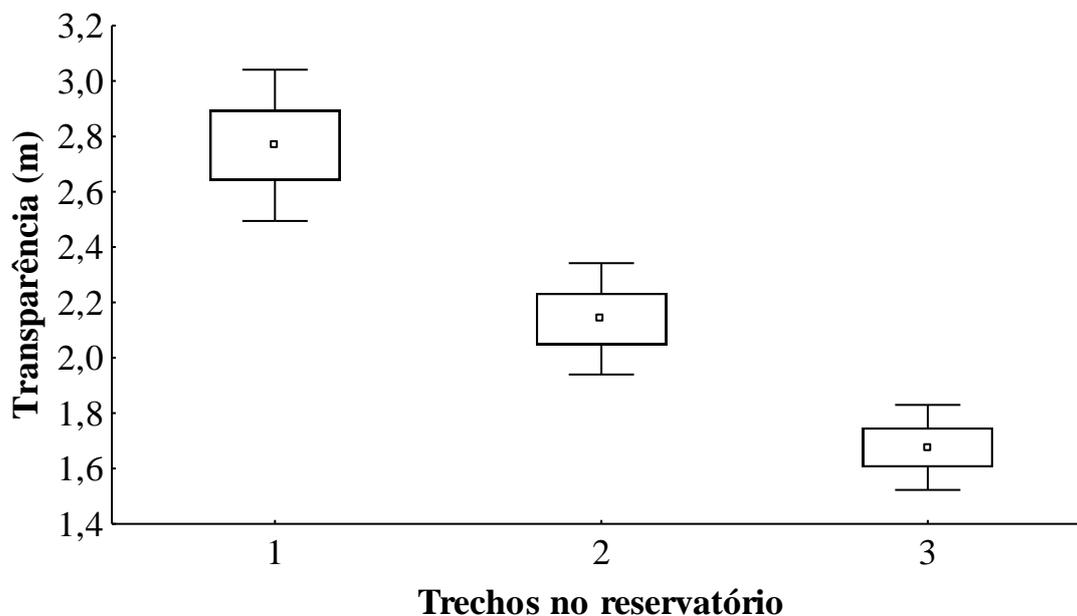


Figura 4. Relação da transparência observada entre os três trechos amostrados simultaneamente.

Tamanho da população

Durante a primavera de 2014, considerando amostragens padronizadas e não padronizadas, foram capturados e marcados um total de 768 indivíduos, 35 desses foram recapturados no mesmo período. O melhor modelo de acordo com o critério Akaike (1973) para estimar o tamanho populacional de *M. salmoides* no reservatório Passaúna foi o modelo nulo que estimou ~ 9057 indivíduos, podendo variar entre 6784 e 12201. Com base nesta estimativa a densidade populacional calculada foi de 9 indivíduos ha^{-1} e pode variar entre 6,7 e 12,2 indivíduos ha^{-1} . A densidade populacional de *M. salmoides* encontrada na literatura variou entre 3,4 e 199 indivíduos ha^{-1} em locais onde a espécie é nativa e de 4 a 292 indivíduos ha^{-1} onde é não nativa (tabela 2).

Tabela 2. Estimativas de densidade populacional (indivíduos ha⁻¹) de *M. salmoides* no Brasil e em diferentes regiões dos Estados Unidos. Os valores entre parênteses representam intervalo de confiança de 95%.

Local	Densidade	Origem	Autor
Paraná, Brasil			
Reservatório Passaúna	9 (6– 12)	Não nativo	Presente estudo
California, EUA			
Diamond Valley Lake	(30 – 43)	Não nativo	Granfors & Giusti (2011)
Dakota do sul, EUA			
Reservatório A	11 (6 - 18)	Não nativo	Gurtin et al., (1999)
Reservatório B	100 (85 - 126)	Não nativo	Gurtin et al., (1999)
Reservatório C	5 (4 - 12)	Não nativo	Gurtin et al., (1999)
Nebraska, EUA			
Lago Ft. Kearny	235 (188 - 292)	Não nativo	Schoenebeck et al., (2015)
Lago West Gothenburg	140 (120 - 162)	Não nativo	Schoenebeck et al., (2015)
Lago Windmill	109 (89 - 135)	Não nativo	Schoenebeck et al., (2015)
Lago Bufflehead	116 (92 - 148)	Nativo	Schoenebeck et al., (2015)
Lago Crystal	144 (123 - 168)	Nativo	Schoenebeck et al., (2015)
Lago Fremont	152 (132 - 176)	Nativo	Schoenebeck et al., (2015)
Lago Kea West	102 (78 - 134)	Nativo	Schoenebeck et al., (2015)
Lago Pawnee	151 (115 - 199)	Nativo	Schoenebeck et al., (2015)
Ohio, EUA			
Lago Ann	195,7	Nativo	Hall (1986)
Lago Delaware	7,6	Nativo	Hall (1986)

Lago Findley	36,6	Nativo	Hall (1986)
Lago Fox	26,8	Nativo	Hall (1986)
Lago Highlandtown	46,8	Nativo	Hall (1986)
Lago Knox	84,2	Nativo	Hall (1986)
Lago La Su An	158,7	Nativo	Hall (1986)
Lago Lavere	102,1	Nativo	Hall (1986)
Lago Ross	24,2	Nativo	Hall (1986)
Lago Salt Fork	3,4	Nativo	Hall (1986)
Lago Snowden	14	Nativo	Hall (1986)
Lago Sue	126,7	Nativo	Hall (1986)
<hr/>			
Carolina do norte,			
EUA			
Lago Norman	10,4 (4 - 15,1)	Nativo	McInerny & Degan (1993)
Lago Wylie	35,4 (27,3 - 45,9)	Nativo	McInerny & Degan (1993)

Taxa de crescimento corporal

A taxa de crescimento foi 0,38 mm dia⁻¹ em relação ao CT e 1,46 g dia⁻¹ em relação ao massa e não variou entre as classes de CT (KW-H (6; 107) = 9,387; p = 0,152; anexo 1) e massa (KW-H(6;104) = 10,201; p = 0,116; anexo 2).

Movimentação

Em relação ao potencial de mobilidade da espécie, a distância máxima percorrida foi de 6987 m em um intervalo de 38 dias. A maior distância percorrida no menor intervalo de tempo foi de 2213 m em dois dias. Quarenta e nove por cento dos indivíduos foram recapturados em um raio de 800 m do local da primeira captura e 63% dentro de um raio de 1600m. A distância percorrida pelos indivíduos foi relacionada de forma fraca, mas significativamente positiva entre o intervalo de dias entre captura e recaptura ($r^2 = 0,139$; p = 0,00007; figura 5) e não dependeu do comprimento total dos indivíduos ($r^2 = 0,0203$; p = 0,1417; anexo 3).

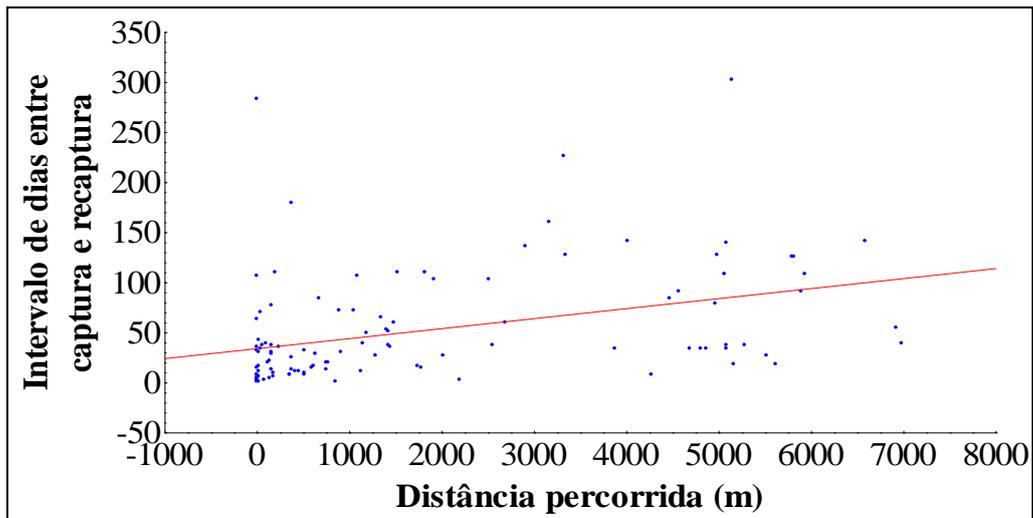


Figura 5. Relação entre o intervalo de dias entre captura e recaptura dos indivíduos de *M. salmoides*, e as distâncias percorridas ($r^2 = 0,139$; $p = 0,00007$).

Distribuição

O número de indivíduos capturados não foi correlacionado com a transparência ($r^2 = 0,586$; $p = 0,1324$; anexo 4). Os indivíduos estavam distribuídos de forma homogênea por todo o reservatório ($F = 1,266$; $p = 0,294$; anexo 5), não havendo também diferença na capturabilidade deles ao longo das estações do ano ($F = 0,630$; $p = 0,600$; anexo 6). Entretanto, o tamanho dos indivíduos capturados diferiu em relação aos trechos do reservatório ($F = 20,86$; $p = 0,0001$; figura 6) e estações do ano ($F = 5,00$; $p = 0,007$; figura 7), não havendo relação entre esses dois fatores ($F = 0,85$; $p = 0,53$).

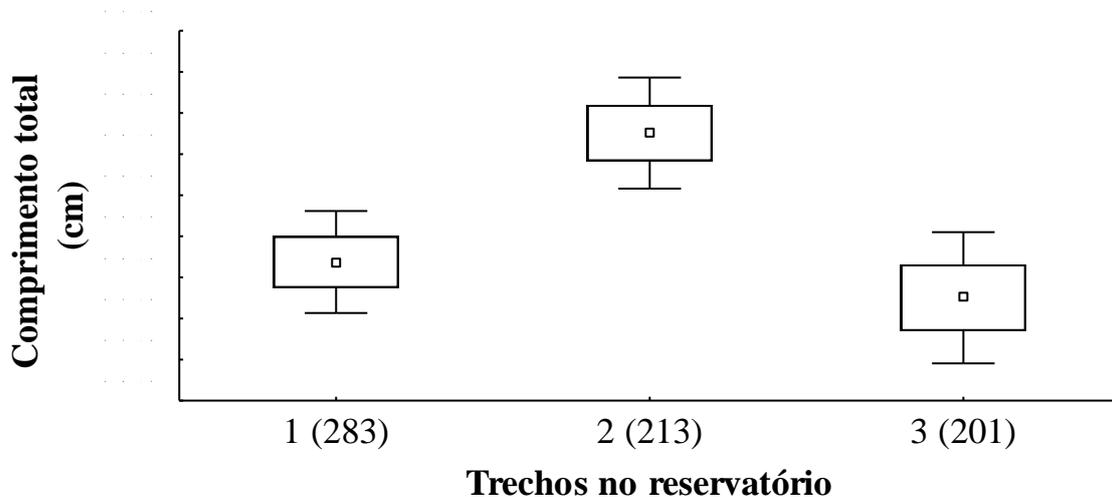


Figura 6. Relação do CT dos indivíduos de *M. salmoides*, capturados no reservatório Passaúna, e os trechos do reservatório. Os valores entre parênteses representam o número de indivíduos capturados em cada trecho.

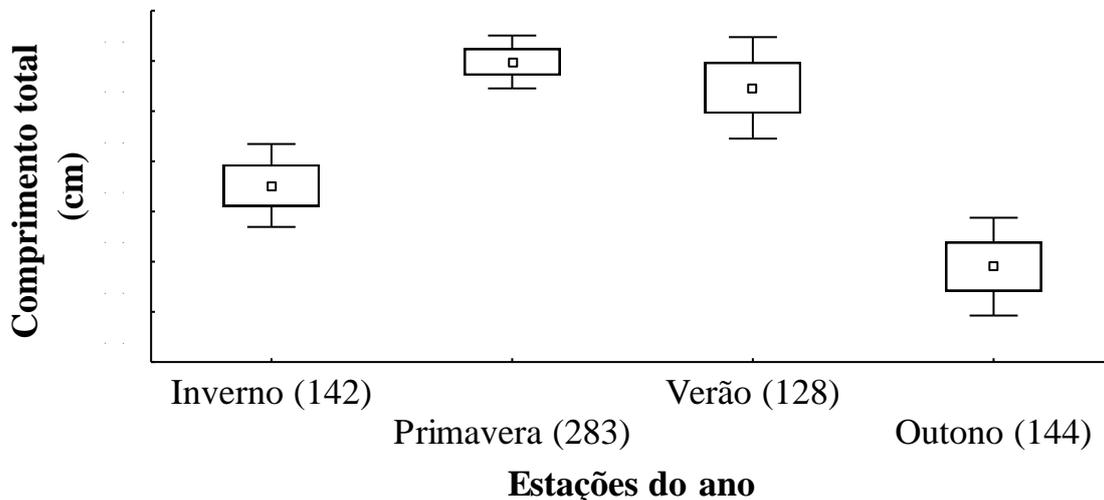


Figura 7. Relação do CT dos indivíduos de *M. salmoides*, capturados no reservatório do Passaúna, e as estações do ano. Os valores entre parênteses representam o número de indivíduos capturados em cada estação.

Discussão

Caracterização dos trechos pela transparência

O Rio Passaúna está conectado e é o principal tributário à montante do reservatório, e tal afluente pode ter sido responsável pelas diferenças observadas nos valores médios de transparência da água entre os trechos nos quais o reservatório foi previamente subdividido. Dentro dessa configuração, o trecho mais a montante (3) tem água menos transparente quando comparado aos demais trechos (1 e 2), por receber maior aporte de matéria orgânica. Da mesma forma, à medida que segue-se em direção à barragem do reservatório a água torna-se mais transparente, devido à sedimentação da matéria orgânica particulada, fazendo com que o trecho mais a jusante (1) tenha água mais transparente. A formação de gradiente longitudinal é esperada em reservatórios onde o rio principal tem conexão direta com a região a montante do reservatório e, a partir das diferenças físicas e químicas da água ao longo destes reservatórios, eles podem ser classificados em três regiões distintas: fluvial, de transição e lacustre. (Thornton 1990; Miranda & Raborn 2000; Miranda & Bettoli 2010). Além das características físicas e químicas da água, também há diferença da biota na ocupação

destas regiões (e. g. Agostinho et al. 1999; Oliveira et al. 2004; Okada et al. 2005; Ferrareze et al. 2014). Em estudo sobre a variação anual do fitoplâncton, também no reservatório Passaúna, Coquemala (2005) observou que a região a montante do reservatório tem forte influência do rio Passaúna sobre a comunidade de fitoplâncton (e.g. elevado aporte de nutriente e baixa transparência da água).

Tamanho da população

De maneira geral, estimativas de tamanho populacional são reportadas e discutidas como densidade, utilizando como unidade indivíduos por área (geralmente indivíduos ha⁻¹) (Hall 1986). A densidade populacional de *M. salmoides* encontrada no reservatório do Passaúna está dentro do observado em populações da América do Norte, tanto em áreas onde a espécie é nativa, como em áreas onde está introduzida (tabela 2). Entretanto, esse fato torna-se algo preocupante se considerarmos que a introdução de *M. salmoides* no reservatório do Passaúna é algo bastante recente, oficialmente registrada em 2004 (Ingenito et al. 2004) e, segundo relatos de pescadores e frequentadores do reservatório, em 1991, logo após o enchimento do reservatório.

A curta longevidade de *M. salmoides* no Brasil (em média 3 anos) em consequência de uma baixa diversidade genética (Schulz & Leal 2005), pode aumentar a taxa de mortalidade e frear o crescimento populacional no reservatório Passaúna. Entretanto, a disponibilidade de recursos alimentares é algo fundamental para o crescimento populacional de uma espécie (Begon et al. 2007). Nesse contexto, o reservatório do Passaúna foi colonizado a partir do *pool* de espécies que compõe a bacia do alto Rio Iguaçu, a qual possui única diversidade biológica (Abell et al. 2008), alto grau de endemismo (Agostinho et al. 2005; Baumgartner et al. 2012) e grande abundância de espécies de pequeno porte (Garavello et al. 1997; Ingenito et al. 2004), que podem se tornar potenciais presas de *M. salmoides*. Além disso, foi verificado empiricamente uma grande disponibilidade de presas no reservatório, em especial grandes cardumes de tilápias pequenas (< 7 cm), outra espécie não nativa, durante o ano todo. Ribeiro (2013) registrou ainda, no mesmo reservatório, uma baixa porcentagem de indivíduos de *M. salmoides* com estômagos vazios, grande quantidade de itens e grandes quantidades de tilápias na dieta da espécie. Estas reforçam a hipótese de que

não existe limitação de recursos alimentares para *M. salmoides* no reservatório Passaúna.

Quando adultos, peixes exóticos de maneira geral, estão sobre menor pressão de predação e têm maiores chances de colonizarem um novo ambiente (Orsi & Agostinho 1999). Isso tem sido apontado como uma das principais razões para o diferencial no sucesso de invasões dessa e de outras espécies de predadores não nativos (e.g. Williamson & Fitter 1996). Neste contexto, destacamos que, segundo a base de dados FishBase, apenas sete espécies de peixe são conhecidas como predadores de IA de *M. salmoides*, sendo quatro delas endêmicas da América do Norte (*Ichthyomyzon castaneus*, *Ptychocheilus oregonensis*, *Sander vitreus*, *Esox masquinongy*), duas com ampla distribuição pelo Hemisfério Norte (*Esox lucius* e *Perca flavescens*) e uma endêmica de Madagascar (*Argyrosomus hololepidotus*) a qual está se dispersando por toda a costa da África do Sul (Froese & Pauly 2015), todas inexistentes em nossa região. Esses predadores podem estar controlando populações de IA de *M. salmoides* na América do Norte, mesmo em lugares onde não é nativo. Entretanto, no Brasil, até o momento não há registro de nenhuma espécie de peixe capaz de predação de IA de *M. salmoides*, havendo apenas registros de casos de canibalismo de indivíduos pequenos para o reservatório do Passaúna, sendo que a espécie é virtualmente predadora de todos outros predadores nativos (Ribeiro 2013). Portanto, ao considerarmos a grande disponibilidade de recursos no reservatório e a dificuldade desses organismos serem predados ao atingirem a idade adulta, acreditamos que estes fatores podem ter contribuído para o sucesso de colonização e reprodução e que a população de *M. salmoides* está crescendo e ainda não atingiu seu ápice no reservatório do Passaúna. Nesse contexto, seria muito apropriado a recomendação de análises desses mesmos parâmetros em outros reservatórios da região com idades de estabelecimento distintas.

Taxa de crescimento corporal

Embora tenham sido usados métodos diferentes (e.g. análise de escamas), a taxa de crescimento corporal calculada para a população de IA de *M. salmoides* no reservatório Passaúna está de acordo com as informações dispostas no trabalho de Schulz & Leal (2005) para o Sul do nosso país. Esses autores estimaram a taxa de crescimento corporal dos indivíduos de uma população de um pequeno reservatório em

São Leopoldo, Rio Grande do Sul, através da análise de escamas. Em ambos os trabalhos brasileiros a taxa de crescimento dos indivíduos adultos é maior que a de regiões nativas e não nativas (Passaúna: 0,38mm/dia e 1,46g/dia; São Leopoldo: 0,21mm/dia; Área nativa: 0,34g/dia - Cline et al. 2012; Outras áreas não nativas: 0,9 a 0,15mm/dia e 0,52 a 0,56g/dia - Beamish et al. 2005; Rodriguez-Sánchez et al. 2009; Zhang et al. 2013).

Diversos são os fatores que podem contribuir para a alta taxa de crescimento corporal das populações de *M. salmoides* introduzidas no Brasil, como a alta temperatura média anual (Niimi & Beamish 1974), alta disponibilidade de recursos (Bevelhimer & Breck 2009; Ribeiro 2013) e características comportamentais da comunidade nativa (Carthey & Banks 2014). Com relação à influência da temperatura média anual, diversos estudos apontam uma redução do metabolismo de *M. salmoides* em função da diminuição de temperatura, ao avaliar velocidade de natação (Hanson et al. 2007) e movimentação diária em diferentes temperaturas (Hunter & Maceina 2011; Howell et al. 2015). Dessa forma, por ser maior que em regiões onde a espécie é nativa, a média de temperatura anual (segundo dados meteorológicos retirados de climate-data.org) no Brasil pode estimular o metabolismo de *M. salmoides* fazendo com que passe mais tempo forrageando. Além disso, ao considerarmos a hipótese de Ingenuidade Ecológica (*Naïveté hypotheses*), percebemos que características comportamentais da comunidade invadida podem contribuir indiretamente, mas de forma efetiva e decisiva para a alta taxa de crescimento observada. Segundo essa hipótese a falta de história co-evolutiva entre predador e presa faria com que a presa (ingênua) fosse incapaz de reconhecer o novo predador como uma ameaça, ou ainda que respondesse de forma inadequada a esse predador, o que levaria às altas taxas de predação (Sih et al. 2010; Carthey & Banks 2014), por exemplo, de tilápia e outras presas que não co-evoluíram com a espécie (Ribeiro 2013).

Em conclusão, acreditamos que diante da grande abundância de recursos e da facilidade na obtenção destes, combinado ao aumento no tempo de forrageamento, a taxa de crescimento corporal dos IA de *M. salmoides* no reservatório Passaúna é alta. Além disso, especula-se que a taxa de crescimento dos indivíduos jovens seja ainda maior, já que quando jovens investem maior parte da energia em crescimento, diferente dos adultos que direcionam parte da energia para a reprodução (Post & Parkison 2001).

Movimentação

Os IA de *M. salmoides* que compõe a população do reservatório do Passaúna foram capazes de percorrer grandes distâncias, sendo a distância máxima registrada entre os locais de captura e recaptura de 6987 metros. Entretanto, estimativas de outros países mostram que a espécie pode percorrer distâncias ainda maiores, como 12000 metros, registrados no lago Thunderbird nos Estados Unidos (Gilliland 1999); 13090 metros no reservatório de Wriggleswade na África do Sul (Taylor et al. 2015), ambos utilizando a técnica de captura e recaptura; e 16000 metros no lago e rio Pend Oreille nos Estados Unidos (Karchesky & Bennett 2004), utilizando telemetria. Além disso, no reservatório Passaúna, IA percorreram grandes distâncias em poucos dias (e.g. 2213 metro em dois dias). A capacidade de se deslocar por grandes distâncias em curtos intervalos de tempo, como registrado também em outros trabalhos (Stang et al. 1996; Gilliland 1999; Ridgeway 2002; Karchesky & Bennett 2004; Howell et al. 2015), comprova o potencial de mobilidade de IA de *M. salmoides*, o que aumenta o potencial invasor da espécie.

Devido à grande variabilidade intraindividual e interindividual (Magurran 1993; Budaev & Zworykin 2002), a distância percorrida por IA no reservatório Passaúna foi fracamente relacionada ao intervalo de dias, embora significativamente dependente. Em outras palavras, alguns indivíduos percorreram grandes distâncias em um curto intervalo de tempo (e.g. 2213 m em dois dias), enquanto que outros (63%) foram recapturados próximos dos locais da primeira captura (< 1600 m), mesmo havendo um grande intervalo de dias entre esses eventos. Gilliland (1999) e Wilde & Paulson (2003) também encontraram uma grande proporção (ambos com 64%) de indivíduos percorrendo curtas distâncias (< 1600 m e < 1000 m, respectivamente). Esses dados nos mostram que apesar de os indivíduos serem capazes de percorrer grandes distâncias em movimentos aleatórios, eles possuem uma determinada área de vida, o que é ainda suportado por diversos outros estudos (e.g. Lewis & Flickinger 1967; Ridgeway 2002; Harris 2013). O fato de não ter sido encontrada relação entre a distância percorrida e o CT dos indivíduos de *M. salmoides* amostrados no reservatório do Passaúna, pode ser explicado ao considerarmos que só foram utilizados no trabalho IA, com comprimento total variando de 215 à 430 mm para os indivíduos recapturados. Indivíduos jovens

percorrem pequenas distâncias e têm movimentação limitada pelo habitat como descrito por Copeland & Noble (1994). Esses autores avaliaram uma população de alevinos e indivíduos jovens, com comprimento total variando entre 28 e 79 mm, no lago Jordan nos Estados Unidos e relataram que 90% dos indivíduos foram recapturados dentro de 58 m do local de soltura.

Distribuição

Levando em conta que no reservatório Passaúna existe um gradiente longitudinal das características físicas e químicas da água, as quais são responsáveis por diferenças na ocupação da biota, era esperado que tais diferenças bióticas e abióticas (e.g. transparência; figura 4) pudessem influenciar a distribuição e/ou captura de *M. salmoides* entre os trechos no reservatório, o que não aconteceu. Esse fato nos mostra que a espécie é capaz de tolerar essas possíveis diferenças e ocupar os trechos de forma homogênea, não havendo um fator que limite sua ocupação em determinado trecho.

Embora não tenha sido encontrada diferença na capturabilidade de IA de *M. salmoides* entre as estações do ano, a primavera ganha destaque na literatura como a melhor época para pesca, devido ao fato de ser essa a estação de reprodução da espécie (Beamish et al. 2005; Brown et al. 2009; Rodriguez-Sánchez et al. 2009; Ribeiro 2013). Devido à atividade de desova e cuidado parental os indivíduos tornam-se mais ativos (Mesing & Wicker 1986; Demers et al. 1996; Gilliland 1999; Hanson et al. 2007; Hunter & Maceina 2008; Suski & Ridgway 2009), mais agressivos (Cooke et al. 2001, 2002), e passam a ocupar áreas mais rasas (Mesing & Wicker 1986; Suski & Ridgway 2009), o que acaba facilitando a captura e diminuindo a seletividade das iscas utilizadas (Vitule, comunicação pessoal; observação pessoal do autor).

Por fim, embora a capturabilidade não tenha variado entre os trechos do reservatório ou entre as estações do ano, o CT dos indivíduos capturados variou no espaço e no tempo. Indivíduos maiores foram capturados no trecho 2 e também tiveram maior capturabilidade no período de primavera e verão. Esses fatos podem ter relação direta com a competição intra-específica (Begon et al. 2007), já que, de maneira geral, os maiores indivíduos, aqueles com maior aptidão física, são competitivamente superiores e acabam por ocupar os locais mais vantajosos em relação à disponibilidade de recursos, forçando os demais indivíduos a ocuparem locais de menor qualidade. À

essa relação dá-se o nome de hipótese de Distribuição Ideal Despótica (IDD) (Fretwell 1972; Lomnicki 1988). Nesse sentido, e embora não tenha sido avaliada de forma sistematizada ou quantitativa a qualidade de habitat no presente trabalho, destacamos que foi possível notar durante o grande tempo em campo que uma grande parte do trecho 2 do reservatório do Passaúna é composta por áreas de grandes e complexas estruturas submersas e estas estruturas parecem estar em regiões mais profundas comparando com os outros trechos, nesse sentido, de forma generalizada as estruturas são bastante apreciadas por *M. salmoides* (Brown et al. 2009).

Os maiores indivíduos também têm em geral vantagem em relação à reprodução, ao conseguirem os melhores locais para a montagem dos ninhos e serem os primeiros a desovar (Fretwell 1972; Hanson et al. 2007). Logo após a desova esses indivíduos reduzem sua atividade e procuram lugares mais profundos e calmos, deixando disponíveis suas áreas de desova para os indivíduos mais jovens (Cooke et al. 2002; Hanson et al. 2007). Ao considerarmos que a desova de *M. salmoides* acontece na primavera e início do verão, é possível que nessa época (em especial na primavera) os locais de pesca estivessem ocupados pelos indivíduos de maior porte, aumentando a capturabilidade desses. Dessa forma, a variação no tamanho dos indivíduos ao longo do ano nos sugere que durante a época de reprodução, a população de *M. salmoides* do reservatório do Passaúna esteja distribuída de acordo com a hipótese de Distribuição Ideal Despótica (IDD) (Fretwell 1972). Ao levarmos em consideração as informações dispostas acima, destacamos a necessidade de estudos que avaliem de forma direta o uso do habitat por *M. salmoides* em reservatórios brasileiros, já que essas informações podem ser usadas para pré selecionar locais onde a chance de ocorrência dos indivíduos é maior, podendo contribuir, para a construção de modelos preditivos e principalmente com as ações de manejo e controle da espécie.

Recomendações de estudos e ações de manejo, visando a conservação de espécies nativas no reservatório Passaúna

Diante os inúmeros casos de extinção registrados como consequência da introdução de *M. salmoides* ao redor do mundo (Cambray e Stuart 1985; Weyl & Hecht 1999; Jackson 2002; Takamura 2007; Trumpickas et al. 2011; Ellender & Weyl 2014), os dados e discussões apresentados e levantados nesse estudo, assim como no trabalho

de Ribeiro (2013), nos levam à um estado de grande preocupação em relação à conservação das espécies nativas do reservatório do Passaúna e rios da região. Desta forma, são sugeridos aqui alguns estudos visando sanar lacunas deste e medidas que visam minimizar e/ou controlar o possível impacto gerado por *M. salmoides* no reservatório, são elas:

- Educação ambiental: promover palestras que incentivem a conservação da natureza e possam gerar conscientização do risco relacionado à introdução de espécies, visando a prevenção de novas introduções (MMA 2000). Isso é fundamental para prevenção de novas introduções (Simberloff et al. 2013). Esta ação deve acontecer regularmente e devem ser voltados, em especial, à população que ocupa e frequenta os arredores do reservatório. Ainda tratando de prevenção, estudos que avaliem as perdas e ganhos monetários das introduções, podem ser mais eficientes na comunicação do impacto gerado por espécies não nativas à sociedade.

- Regulamentar a pratica da pesca no reservatório: a pesca já existe no reservatório, porém é realizada de maneira irregular e descontrolada. Esse ato é capaz de gerar danos às encostas e comprometer a qualidade da água, seja por erosão, construção de trapiches, ou acúmulo de lixo (Silva et al. 2014) em uma área de proteção ambiental (APA). Nesse sentido, a regulamentação pode se tornar uma ferramenta importante ao combate desses atos e a espécies não nativas, incentivando o pesque e solte de espécies nativas e o uso de espécies não nativas na alimentação. Além dessas vantagens ambientais, a pesca contribuiria socialmente ao proporcionar lazer e alimento à comunidade local e movimentar a economia da região. Em Portugal, por exemplo, além do interesse desportivo, *M. salmoides* é bastante apreciado pela gastronomia, atingindo valores que variam entre 5 e 8 euros o quilo (Ribeiro et al. 2007).

- Campanhas de controle de espécies não nativas: cada vez mais campanhas de controle e manejo de espécies não nativas vêm tendo sucesso, atingindo, em alguns casos, a erradicação da espécie (Clout & Veitch 2002; Simberloff et al. 2005.). Entretanto, em ambientes invadidos por varias espécies, a erradicação deve ser vista com cautela, uma vez ao eliminar uma espécie do ambiente, novas interações irão surgir, o que pode ter consequências inesperadas e indesejadas (e.g. outras espécies não nativas pode se destacar com a erradicação de *M. salmoides* e gerar impactos negativos) (Zavaleta 2002; Simberloff et al. 2005). Nesse sentido, visando a conservação das espécies nativas e do

ecossistema como um todo, o ideal seria a redução populacional e/ou erradicação de todas as espécies não nativas presentes no local. Além disso, são necessários estudos sobre as interações interespecíficas em ambientes invadidos por várias espécies e como essas interações podem alterar a composição da ictiofauna e o ambiente.

Com base nas informações levantadas por este estudo as campanhas de controle e/ou erradicação de *M. salmoides* devem considerar a retirada de indivíduos de todos os trechos do reservatório ao longo do ano todo. Outro fator importante é a utilização de diferentes métodos, como destacado por Ribeiro et al. (2015), a fim de capturar indivíduos de todos os tamanhos. Entretanto, caso essa primeira opção não seja possível ou os custos sejam muito altos, a retirada dos grandes indivíduos pode ser uma alternativa, tendo como vantagem o auxílio e apoio de pescadores (por utilizar como técnica a pesca com linha e anzol) e sendo eficaz ao retirar do ambiente os grandes reprodutores, levando à diminuição do recrutamento. Para tal, recomenda-se focar os esforços de pesca no trecho 2 do reservatório, assim como concentrar as capturas nos períodos de primavera e verão, sendo esse local e períodos mais propícios à captura dos maiores indivíduos. Além dos planos de controle destacamos que é de suma importância o monitoramento constante dos efeitos do manejo sobre a abundância e composição da ictiofauna no reservatório, a fim de avaliar a eficiência e possíveis consequências dessas ações.

Conclusão

A população de *M. salmoides* no reservatório Passaúna encontrou condições ideais para crescer em um ritmo acelerado e se estabelecer, tendo potencial de atingir grandes densidades e se dispersar ao longo do reservatório. De fato, o histórico do resultado da introdução de *M. salmoides* em diversos lugares do mundo, somado ao potencial de crescimento populacional e de mobilidade observados no presente estudo, tornam ainda mais preocupante a situação das espécies nativas que habitam o reservatório e rios da região. Desta forma, ações de manejo tornam-se estritamente necessárias e devem ser postas em prática o quanto antes, a fim de evitar e mitigar potenciais impactos negativos.

Em suma, é fundamental que se tenha em mente que o objetivo maior e final das ações de manejo não é apenas controlar ou erradicar uma única espécie, mas sim

conservar e/ou restaurar habitats e ecossistemas inteiros. O controle de espécies não nativas torna-se assim um meio para que o objetivo maior de conservação ambiental seja atingido.

Outro fato importante a ser destacado é o apelo constante por mais pesquisas nas áreas de biologia e ecologia de espécies invasoras, a fim de tornar o manejo mais efetivo. Não temos dúvida de que mais pesquisas são necessárias sim, contudo, pesquisas de cunho social e econômico são igualmente importantes. Faltam investigações que relacionem os lucros gerados pela pesca de *M. salmoides* no Brasil, e os custos para mitigar seus impactos ambientais. Talvez dessa forma os responsáveis pelas introduções repensem suas ações e campanhas de prevenção de introduções tornem-se realmente eficientes, já que “ao pesar no bolso, pesa na consciência”. Fica então a pergunta, quanto vale a introdução de uma espécie?

Referência bibliográfica

Abell R, Thieme ML, Revenga C, Bryer M, Kottelat M, Bogutskaya M, Coad B, Mandrak N, Balderas SC, Bussing W, Stiassny MLJ, Skelton P, Allen GR, Unmack P, Naseka A, NG R, Sindorf N, Robertson J, Armijo E, Higgins JV, Heibel TJ, Wikramanayake E, Olson D, López HL, Reis RE, Lundberg JG, Pérez MHS, Petry P (2008) Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *Bioscience* 58:403-414

Agostinho AA, Miranda LE, Gomes LM, Thomaz SM, Suzuki HI (1999) Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In Tundisi JG & Straskraba M (eds) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International institute of ecology, Brazilian academy of sciences and Backhuys publishers, pp 227-265

Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC (2005) Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology* 19(3): 646-652

Agostinho A A, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1119–1132.

Akaike H (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Proc. 2nd Inter. Symposium on Information Theory, 267-281, Budapest.

Bassmaster (2016) www.bassmaster.com. Acessado em janeiro de 2016

Baumgartner G, Pavanelli CS, Baumgartner D, Bifi AG, Debona T, Frana VA (2012) *Peixes do baixo rio Iguaçu*. Eduem, Maringá, 203 pp

- Beamish CA, Booth AJ, Deacon N (2005) Age, growth and reproduction of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in Lake Manyame, Zimbabwe. *African Zoology* 40(1): 63–69
- Begon M, Townsend CR, Harper JL (2007) *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Artmed
- Bevelhimer MS & Breck JE (2009) Centrarchid energetics. In: Cooke SJ & Philipp DP (ed) *Centrarchid Fishes*. Blackwell Publishing Ltd, pp 165-206
- Blackburn TM, Pysek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarosík V, Wilson JRU, Richardson DM (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26, 333-339.
- Brown TG, Runciman B, Pollard S, Grant ADA (2009) Biological synopsis of largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2884
- Britton JR, Orsi ML (2012) Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 22: 555–565.
- Budaev SV & Zworykin DD (2002) Individuality in fish behavior: Ecology and comparative psychology. *Journal of Ichthyology* 42(2): 189-195
- Cambray JA, Stuart CT (1985) Aspects of the biology of the rare redbfin minnow *Barbus burchelli* (Pisces, Cyprinidae), from South Africa. *South African Journal of Zoology* 20: 155-165
- Cambray JA (2003) Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia* 500: 217–230
- Carthey AJR, Banks PB (2014) Naïveté in novel ecological interactions: lessons from theory and experimental evidence. *Biological Reviews* 89:932-949
- Clavero M, Hermoso V (2011) Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation* 20: 41–57.
- Clavero M, Hermoso V, Aparicio E, Godino FN (2013) Biodiversity in heavily modified water bodies: native and introduced fish in Iberian reservoirs. *Freshwater Biology* 58: 1190-1201
- Cline TJ, Weidel BC, Kitchell JF, Hodgson JR (2012) Growth response of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) to catch-and-release angling: a 27-year mark–recapture study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69: 224–230
- Clout MN, Veitch CR (2002) Turning the tide: the eradication of invasive species (proceedings of the international conference on eradication of island invasives). Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission 27
- Coquemala V (2005) *Variação anual do fitoplâncton no reservatório Passaúna, Paraná*. Dissertação, Universidade Federal do Paraná

- Copeland JR, Noble RL (1994) Movements by Young-of- Year and Yearling Largemouth Bass and Their Implications for Supplemental Stocking, North American Journal of Fisheries Management 14(1): 119-124
- Cooke SJ, McKinley RS, Philipp DP (2001) Physical activity and behaviour of a centrarchid fish, *Micropterus salmoides* (Lacépède), during spawning. Ecol. Freshw. Fish 10: 227–237
- Cooke SJ, Philipp DP, Weatherhead PJ (2002) Parental care patterns and energetics of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*) monitored with activity transmitters. Can. J. Zool. 80: 756–770, DOI: 10.1139/Z02-048
- Cucherousset J, Olden JD (2011) Ecological impacts of non-native freshwater fishes. Fisheries 36:215-230
- Daga VS, Skóra F, Padial AA, Abilhoa V, Gubiani EA, Vitule JRS (2014) Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. Hydrobiologia doi: 10.1007/s10750-014-2032-0
- Daga VD, Skóra F, Padial AA, Abilhoa V, Gubiani EA, Vitule JRS (2015) Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia* 746 (1): 327-347
- Daga VD, Debona T, Abilhoa V, Gubiani EA, Vitule JRS (no prelo) Non-native fish invasions of a Neotropical ecoregion with highendemism: a review of the Iguaçú River. Aquatic Invasions
- Davis MA (2009) Invasion Biology. Oxford University Press, Oxford
- Demers E, McKinley RC, Weatherley AH, McQueen DJ (1996) Activity patterns of largemouth and smallmouth bass determined with electromyogram biotelemetry. Transactions of the American Fisheries Society 125: 434-439
- Dejean T, Valentini A, Duparc A, Pellier-Cuit S, Pompanon F (2011) Persistence of Environmental DNA in Freshwater Ecosystems. PLoS ONE 6(8): e23398. doi:10.1371/journal.pone.0023398
- Eby LA, Roach WJ, Crowder LB, Stanford JA (2006) Effects of stocking-up fresh water food webs. Trends in Ecology and Evolution 21(10):576-584
- Ellender B, Weyl OLF (2014) A review of current knowledge, risk and ecological impacts associated with non-native freshwater fish introductions in South Africa. BioInvasion Records. Aquatic Invasions 9:117-132
- Elvira B, Almodovar A (2001) Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. Journal of Fish Biology 59:323-331
- Estes JJ, Terborgh JS, Brashares ME, Power J, Berger WJ, Bond SR, Carpenter TE, Essington RD, Holt JBC (2011) Trophic downgrading of planet earth. Science 333:301–306

- Ferrareze M, Casatti L, Nogueira MG (2014) Spatial heterogeneity affecting fish fauna in cascade reservoirs of the Upper Paraná Basin, Brazil. *Hydrobiologia* 738: 97-109
- Fretwell SD (1972) *Populations in Seasonal Environments*. Princeton University, Princeton, NJ
- Froese R, Pauly D (2015) *FishBase: World Wide Web electronic publication*. Version (10/2015). Disponível em: <<http://www.fishbase.org>> Acesso em novembro de 2015
- Ficetola GF, Miaud C, Pompanon F, Taberlet P (2008) Species detection using environmental DNA from water samples. *Biol. Lett.* 4: 423-425
- Garavello JC, Pavanelli CS, Suzuki HI (1997) Caracterização da ictiofauna do rio Iguaçu. In: Agostinho AA, Gomes LC (eds), *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Eduem, Maringá, pp 61-84
- Garcia DAZ, Costa ADA, Leme, GLA, Orsi ML (2014) Biology of Black bass *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) fifty years after the introduction in small drainage of the Upper Paraná River basin, Brazil. *Biodiversitas* 15:180-185
- Gilliland ER (1999) Dispersal of Black Bass following Tournament Release in an Oklahoma Reservoir. *Proc. Annu. Conf. Southeast. Assoc. Fish & Wildl. Agencies* 53:144-149
- Godoy MP (1954) Observações sobre a adaptação do "Black bass" (*Micropterus salmoides*) em Pirassununga, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* 14:32-38
- Gozlan RE (2008) Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries* 9:106-115
- Gozlan RE, Britton JR, Cowx IG, Copp GH (2010) Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *J Fish Biol* 76:751-786
- Granfors Q, Giusti M (2011) Largemouth bass population estimates from Diamond Valley Lake, Riverside County, California. *California Fish and Game* 97(3):105-116
- Gurtin SD, Brown ML, Scalet CG (1999) Retention of Floy FD-94 Anchor Tags and Effect on Growth and Condition of Northern Pike and Largemouth Bass. *Journal of Freshwater Ecology* 14(3): 281-286
- Hall TJ (1986) Electrofishing Catch per Hour as an Indicator of Largemouth Bass Density in Ohio Impoundments. *North American Journal of Fisheries Management* 6:397-400
- Hanson KC, Cooke SJ, Suski CD, Niezgodá G, Phelan FJS, Tinline R, Philipp DP (2007) Assessment of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) behaviour and activity at multiple spatial and temporal scales utilizing a whole-lake telemetry array. *Hydrobiologia* 582:243-256 DOI 10.1007/s10750-006-0549-6
- Havel J E, Lee CE, Zanden MJV (2005) Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience* 55: 518-525

- Harris JM (2013) Habitat selection, movement, and home range of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) following a habitat enhancement project in Table Rock Lake, Missouri. Thesis, Faculty of the Graduate School at the University of Missouri
- Hickley P, Chare S (2004) Fisheries for non-native species in England and Wales: angling or the environment? *Fisheries Management and Ecology* 11:203-212
- Howell DH, Cowley PD, Childs AR, Weyl OLF (2015) Movement behaviour of largemouth bass *Micropterus salmoides* in a South African impoundment. *African Zoology* 2015: 1–7
- Hunter RW & Maceina MJ (2008) Dispersal of Tournament-Displaced Largemouth Bass and Spotted Bass in Lake Martin, Alabama. *North American Journal of Fisheries Management* 28:678–687 DOI: 10.1577/M07-082.1
- Ingenito LFS, Duboc LF, Abilhoa V (2004) Contribuição ao conhecimento da ictiofauna do alto rio Iguaçu, Paraná, Brasil. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da Unipar* 7(1): 23-36
- Jackson DA (2002) Ecological effects of *Micropterus* introductions: the dark side of black bass. In: Philipp DP, Ridgway MS (eds) *Black bass: Ecology, conservation, and management*. American Fisheries Society, Bethesda, pp 221-232
- Johnson PTJ, Olden JD, Zanden MJV (2008). Dam invades: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 357–363
- Johnson BM, Arlinghaus R, Martinez PJ (2009) Are we doing all we can to stem the tide of illegal fish stocking? *Fisheries* 34(8):389-394
- Karchesky CM, Bennett DH (2004) Winter Habitat Use by Adult Largemouth Bass in the Pend Oreille River, Idaho, North American. *Journal of Fisheries Management*, 24:2, 577-585, DOI: 10.1577/M02-175.1
- Kieffer JD, Kubacki MR, Phelan FJS, Philipp DP, Tufts BL (1995). Effects of catch-and-release angling on nesting male smallmouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124: 70–76
- Leão TCC, Almeida WR, Dechoum MS, Ziller SR (2011) Espécies exóticas invasoras no Nordeste do Brasil: contextualização, manejo e políticas públicas. *Cepan, Recife*
- Lewis WM, Flickinger S (1967) Home Range Tendency of the Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Ecology* 48(6) Publications. Paper 56. 1020-1023
- Leopold A (1939) A biotic view of the land. *Journal of Forestry* 37:727-730
- Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 20:223–228
- Lockwood JL, Hoopes MF, Marchetti MP (2007) *Invasion Ecology*. Blackwell, Oxford

- Lockwood JL, Cassey P, Blackburn TM (2009) The more you introduce the more you get: The role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Diversity and Distributions* 15:904-910. doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00594.x
- Lodge DM, Stein RA, Brown KM, Covich AP, Bronmark C, Garvey JE, Klosiewski SP (1998) Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: Challenges in spatial scaling. *Australian Journal of Ecology* 23:53-67
- Lövei GL (1997) Global change through invasion. *Nature* 388:627-628. doi:10.1038/41665
- Lomnicki A (1988) Population ecology of individuals, monographs in population biology. *Journal of Evolutionary Biology* 2(5): 387-388
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the world's worst invasive alien species a selection from the global invasive species database. Published by the invasive species specialist group (ISSG) a specialist group of the species survival commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10:689–710
- Magurran AE (1993) Individual Differences and Alternative Behaviours. In Pitcher TJ (ed) *The Behaviour of Teleost Fishes*, London, pp. 44-477
- Mesing CL, Wicker AM (1986) Home Range, Spawning Migrations, and Homing of Radio-Tagged Florida Largemouth Bass in Two Central Florida Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 115(2): 286-295
- McInerney MC, Degan DJ (1993) Electrofishing Catch Rates as an Index of Largemouth Bass Population Density in Two Large Reservoirs. *North American Journal of Fisheries Management* 13:223-228
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2000) Convenção sobre diversidade biológica. Série biodiversidade 1
- Miranda LE, Raborn SW (2000) From zonation to connectivity: fluvial ecology paradigms of the 20th century. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 47(1):5-19
- Miranda LE, Bettoli PW (2010) Large reservoirs. In Hubert WA & Quist MC (eds). *Inland Fisheries Management in North America* 3, Bethesda, Maryland, pp 546-586
- Niimi AJ, Beamish FW (1974) Bioenergetics and growth of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in relation to body weight and temperature. *Can. J. Zool.* 52(4): 447–456. doi:10. 1139/z74-056. PMID:4832961
- Oliveira EF, Goulart E, Minte-Vera CV (2004) Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu reservoir, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal Biology* 64(3A): 447-458

Okada EK, Agostinho AA, Gomes LC (2005) Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir the Itaipu Reservoir, Brazil. *Canadian Journal Fish Aquatic Science* 62: 714-724

Orsi ML, Agostinho AA (1999). Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da bacia do rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 16: 557-560

Paolucci EM, MacIsaac HJ (2013) Origin matters: alien consumers inflict greater damage on prey populations than do native consumers. *Diversity and Distributions* 19(8):988-995

Parker IM, Simberloff D, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham M, Kareiva PM, Williamson MH, Von Holle B, Moyle PB, Byers JE, Goldwasser L (1999) Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1: 3-19

Pavanelli CS, Bifi AG (2009) A new *Tatia* (Ostariophysi: Siluriformes: Auchenipteridae) from the Rio Iguazu basin, Paraná State, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7(2): 199-204

Philipp DP, Toline CA, Kubacki MR, Philipp DB, Phelan FJ (1997) The impact of catch-and-release angling on the reproductive success of smallmouth bass and largemouth bass. *N. Am. J. Fish. Manage* 17(2): 557–567. doi:10.1577/1548-8675 (1997)017<0557:TIOCAR>2.3.CO;2.

Pimentel D (2011) *Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. CRC Press. Boca Raton

Pope KL, Wilde GR (2004) Effect of catch-and-release angling on growth of largemouth bass, *Micropterus salmoides*. *Fish. Manage. Ecol.* 11(1): 39–44. doi:10.1046/j.1365-2400.2003.00368.x.

Post JR, Parkinson EA (2001) Energy allocation strategy in young fish: Allometry and survival. *Ecology* 82:1040–1051

Quinn SP (1989) Recapture Rates of Voluntarily Released Largemouth Bass. *North American Journal of Fisheries Management* 9(1):86-91

Ribeiro F, Beldade R, Dix M, Bochechas J (2007) Carta Piscícola Nacional. Direção-Geral dos Recursos Florestais - Fluviatilis, Lda.

Ribeiro VM (2013) *Micropterus salmoides*, um predador introduzido em um reservatório neotropical: composição da dieta, táticas reprodutivas e métodos de captura. Dissertação, Universidade federal do Paraná

Ribeiro VM, Braga RR, Abilhoa V, Vitule JRS (2015) Evaluation of three capture techniques for invasive *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) in a Neotropical reservoir: implications for population control and management. *J. Appl. Ichthyology*: 1-3

- Ridgway MS (2002) Movements, Home Range, and Survival Estimation of Largemouth Bass following Displacement. *American Fisheries Society Symposium* 31:525-533
- Rodríguez-Sánchez V, Encina L, Rodríguez-Ruiz A, Sánchez-Carmona R (2009) Largemouth bass, *Micropterus salmoides*, growth and reproduction in Primera de Palos' lake (Huelva, Spain). *Folia Zool.* 58(4): 436–446
- Salo P, Korpimäki E, Banks PB, Nordström M, Dickman C R (2007) Alien predators are more dangerous than native predators to prey populations. *Proceedings of the Royal Society B* 274:1237-1243
- Schoenebeck CW, Lundgren SA, Koupal KD (2015) Using Electrofishing Catch Rates to Estimate the Density of Largemouth Bass. *North American Journal of Fisheries Management* 35:331–336
- Schulz UH, Leal ME (2005) Growth and mortality of black bass, *Micropterus salmoides* (Pisces, Centrarchidae: Lacapède, 1802) in a Reservoir in Southern Brazil. *Braz. J. Biol* 65(2):363-369
- Severi W, Cordeiro AAM (1994) Catálogo de Peixes da bacia do rio Iguaçu, IAP/GTZ, Curitiba.
- Sih A, Bolnick DI, Luttbeg B, Orrock JL, Peacor SD, Pintor LM, Preisser E, Rehage JS, Vonesh JR (2010) Predator-prey naiveté, antipredator behavior, and the ecology of predator invasions. *Oikos* 119:610-621
- Silva RV, Souza CA, Bambi AC (2014) Os olhares dos pescadores profissionais e proprietários comerciais, sobre o Rio Paraguai em Cáceres, Mato Grosso. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* 32:24-41
- Simberloff D, Parker IM, Windle PN (2005) Introduced species policy, management, and future research needs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:12-20
- Simberloff D, Souza L, Nuñez MA, Barrios-Garcia MN, Bunn W (2012) The natives are restless, but not often and mostly when disturbed. *Ecology* 93(3):598-607
- Simberloff D, Martin JL, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, García-Berthou E, Pascal M, Pys̆ek P, Sousa R, Tabacchi E, Vila M (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28(1): 58-66
- Soulé ME (1990) The onslaught of alien species, and other challenges in the coming decades. *Conservation Biology* 4:233-239
- Stang DL, Green DM, Klindt RM, Chiotti TL, Miller WW (1996) Black bass movements after release from fishing tournaments in four New York waters. In L. E. Miranda LE & DeVries DR (ed) *Multidimensional ap*, pp 163-171
- Statsoft (2015) *Statistica: data analysis software system: version 13.0.* www.statsoft.com.br. Acessado em novembro de 2015

- Suski CD & Ridgway MS (2009) Winter biology of centrarchid fishes. In Cooke SJ & Philipp DP (eds), Centrarchid Fishes: 264-292
- Takamura K (2007) Performance as a fish predator of largemouth bass [*Micropterus salmoides* (Lacepede)] invading Japanese freshwaters: a review. *Ecological Research* 22:940-946
- Taylor GC, Weyl OLF, Cowley PD, Allen MS (2015) Dispersal and population-level mortality of *Micropterus salmoides* associated with catch and release tournament angling in a South African reservoir. *Fisheries Research* 162: 37–42
- Thornton KW (1990). Perspectives on reservoir limnology. In: Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE (eds). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley & Sons, New York, pp 1-13
- Trumpickas J, Mandrack NE, Ricciardi A (2011) Nearshore fish assemblages associated with introduced predatory fishes in lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21:338-347
- Vitule JRS (2009) Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotrop. Biological Conservation* 4:111-122
- Vitule JRS, Freire CA, Simberloff D (2009) Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries* 10:98-108
- Vitule JRS, Freire CA, Vazquez DP, Nuñez MA, Simberloff D (2012a) Revisiting the potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology* 26(6): 1153-1155
- Vitule JRS, Skóra F, Abilhoa V (2012b) Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions* 18, 111–120.
- Vitule JRS, Prodocimo V (2012) Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. *Estudos de Biologia – Ambiente e Diversidade* 34:225-237
- Weyl OLF, Hecht T (1999) A successful population of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in a subtropical lake in Mozambique. *Environmental Biology of Fishes* 54:53-66
- White GC, Anderson DR, Burnham KP, Otis DL (1982) Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos, New Mexico
- Wilde GR & Paulson LJ (2003) Movement and Dipersal of Tournament- Caught Largemouth Bass in Lake Mead, Arizona-Nevada. *Journal of Freshwater Ecology* 18:2, 339-342, DOI: 10.1080/02705060.2003.9664502
- Wilson, JRU, Dormontt EE, Prentis PJ, Lowe AJ, Richardson DM (2009) Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. *Trends in Ecology & Evolution* 24(3):136-144. doi:10.1016/j.tree.2008.10.007

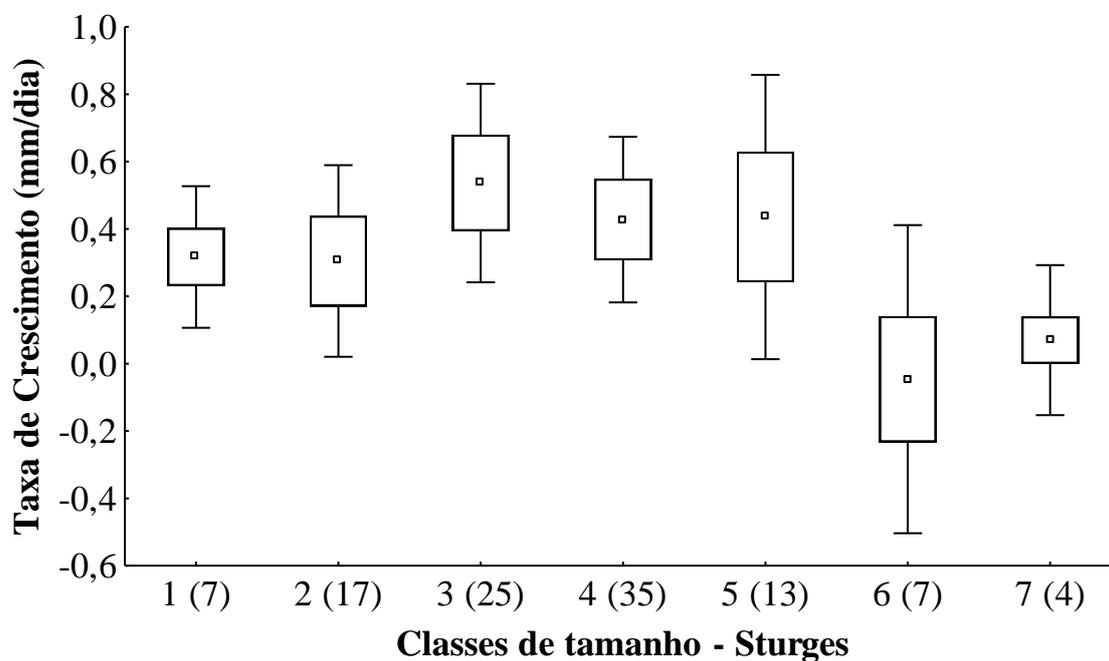
Williamson MH & Fitter A (1996) The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78:163-170

Zavaleta ES (2002) It's often better to eradicate, but can we eradicate better? In Veitch CR & Clout MN (eds.). *Turning the tide: the eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 393-404.

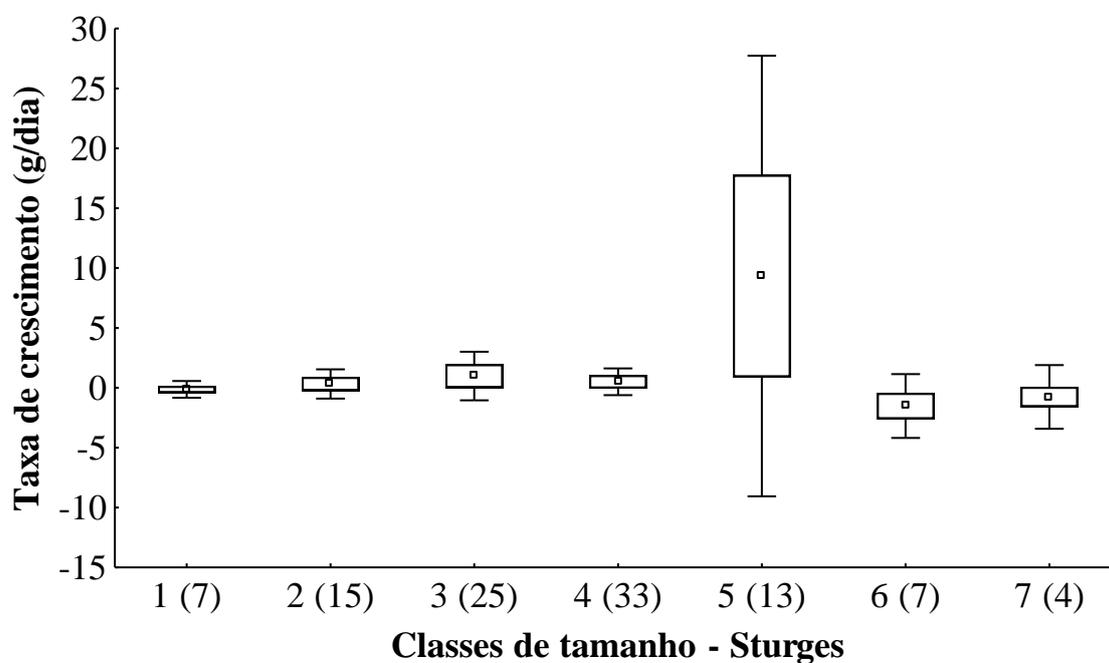
Zawadzki CH, Renesto E, Bini LM (1999) Genetic and morphometric analysis of three species of the genus *Hypostomus* Lacépède, 1803 (Osteichthyes, Loricariidae) from the Rio Iguaçú basin (Brazil). *Revue Suisse de Zoologie* 106: 91-105

Zhang MM, Oh CW, Lee WO, Na JH (2013) Population biology of the largemouth bass, *Micropterus salmoides* from Goe-san lake, Korea. *Journal of Environmental Biology* 34: 747-754

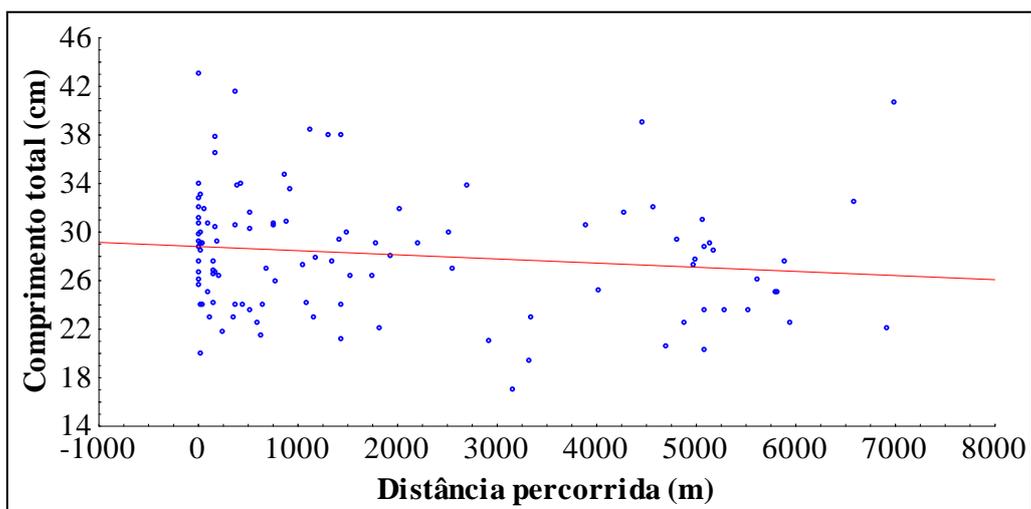
Anexos



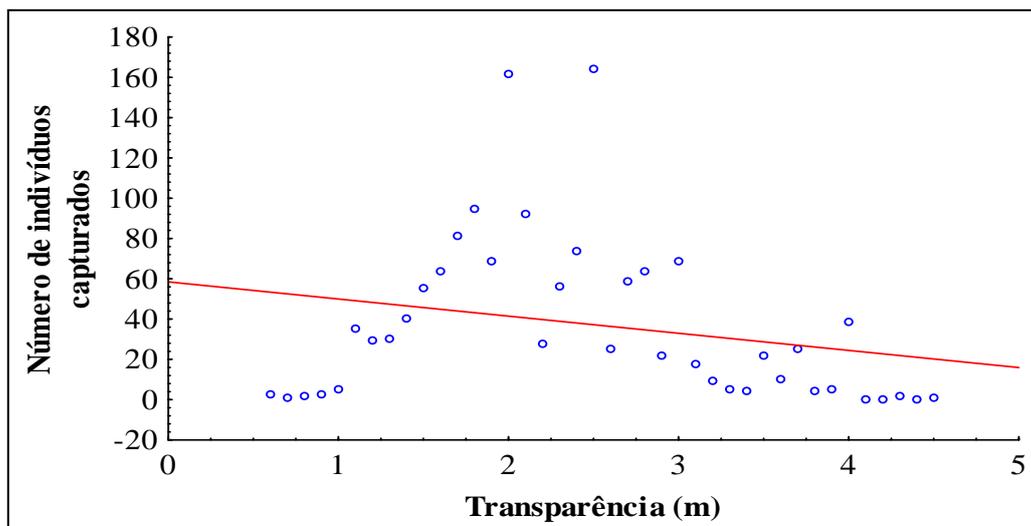
Anexo 1. Taxa de crescimento corporal relativa ao CT de *M. salmoides*, capturados no reservatório Passaúna, em relação às classes de tamanho calculadas pela formulação de Sturges. Os valores entre parênteses representam o 'n' de cada classe de tamanho.



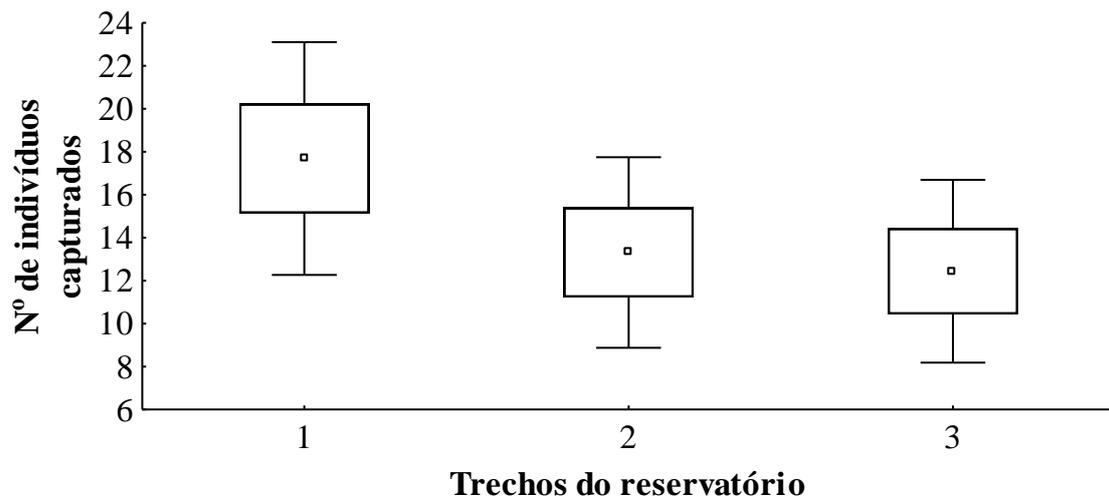
Anexo 2. Taxa de crescimento corporal relativa ao massade *M. salmoides*, capturados no reservatório Passaúna, em relação às classes de tamanho calculadas pela formulação de Sturges. Os valores entre parênteses representam o 'n' de cada classe de tamanho.



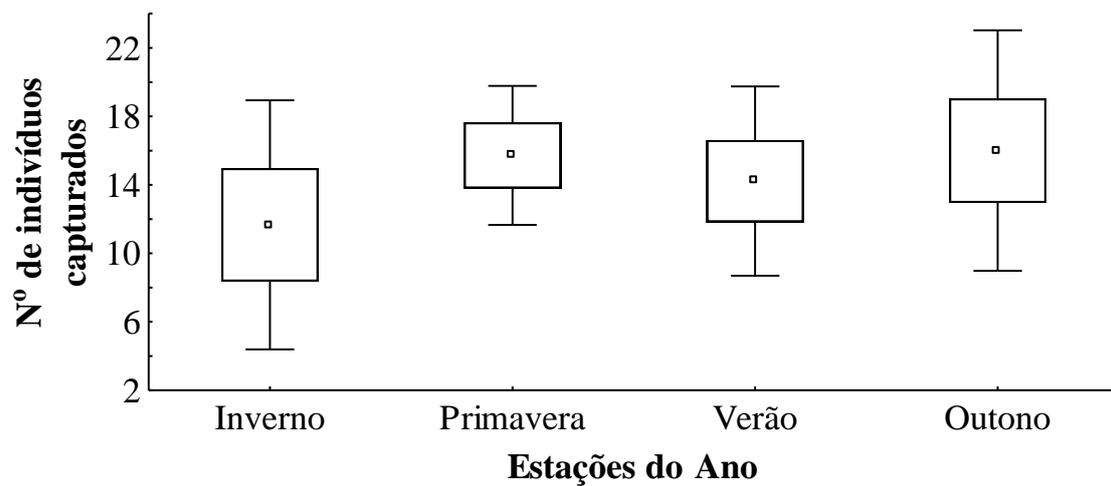
Anexo 3. Relação entre o CT dos indivíduos de *M. salmoides*, capturados no reservatório Passaúna, e as estações do ano ($r^2 = 0,0203$; $p = 0,1417$).



Anexo 4. Relação entre o número de indivíduos de *M. salmoides*, capturados no reservatório Passaúna, e as transparências observadas ($r^2 = 0,0586$; $p = 0,1324$).



Anexo 5. Relação do número de indivíduos capturados de *M. salmoides*, capturados no reservatório Passaúna, e os trechos do reservatório.



Anexo 6. Relação do número de indivíduos de *M. salmoides*, capturados no reservatório do Passaúna, e as estações do ano.

Fluxograma: resumo dos resultados. Caixas tracejadas indicam as conseqüências a partir dos resultados encontrados . Caixas pontilhadas representam possíveis hipóteses a serem testadas.

