



UNIVERSIDADE
ESTADUAL de LONDRINA

MARCELO HIDEKI SHIGAKI YABU

**ATRIBUTOS DA BIOLOGIA POPULACIONAL DE UM
CICLÍDEO NÃO NATIVO NO RESERVATÓRIO DE ROSANA,
BAIXO RIO PARANAPANEMA, BRASIL**

Londrina
2017

MARCELO HIDEKI SHIGAKI YABU

**ATRIBUTOS DA BIOLOGIA POPULACIONAL DE UM
CICLÍDEO NÃO NATIVO NO RESERVATÓRIO DE ROSANA,
BAIXO RIO PARANAPANEMA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Mário Luís Orsi.

Londrina
2017

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

Y11a Campos, Jefferson Tadeu de.

Atributos da biologia populacional de um ciclídeo não nativo no reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Brasi / Marcelo Hideki Shigaki Yabu. - Londrina, 2017.
40 f.: il.

Orientador: Mário Luis Orsi.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2017.

Inclui bibliografia.

1. Ictiologia - Paranapanema, Rio, Bacia (SP e PR) - Teses. 2. Peixe - Reprodução - Teses. 3. Peixe - População - Teses. 4. Ciclidio - Teses. I. Orsi, Mário Luis. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 597(81)



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS

DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Discente: Marcelo Hideki Shigaki Yabu

Título: "Atributos da biologia populacional de um ciclídeo não-nativo no reservatório de Rosana, rio Paranapanema, Brasil".

Data da Defesa: 12 de maio de 2017 as 09:00 horas na sala CCB S/10, desta Universidade.

Banca Examinadora

Parecer

Presidente:

Dr. Mário Luís Orsi

APROVADO

Titulares:

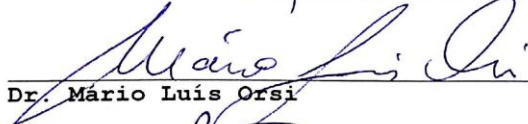
Dr. João Antônio Cyrino Zequi


APROVADO

Dr. Augusto Seawright Zanatta

APROVADO

Parecer Final APROVADO


Dr. Mário Luís Orsi


Dr. João Antônio Cyrino Zequi


Dr. Augusto Seawright Zanatta

Dedico

*Aos meus pais, Clara Yasuko Shigaki e Mitsuaki
Yabu (In Memoriam), pelo apoio e incentivo ao
estudo...*

AGRADECIMENTOS

A Deus que está sempre presente em minha vida.

Aos meus pais, Clara Yasuko Shigaki e Mitsuaki Yabu (*In Memoriam*), pela educação, pelos ensinamentos, apoio e incentivo nos estudos e que sempre estiveram ao meu lado em todos os momentos.

À minha família.

Ao professor Dr. Mário Luís Orsi pela orientação, por todo apoio, ensinamentos, atenção, paciência e pela amizade.

Aos professores Dr. Ana Paula Vidotto Magnoni, Ana Cláudia Swarça, Fábio Goulart de Andrade, Renata Baldo, e aos alunos Pedro Mareti e Matheus Deroco que me ajudaram neste trabalho.

Ao laboratório de Histologia (CCB-UEL) pelo fornecimento dos materiais histológicos.

Aos meus amigos do Laboratório de Ecologia de Peixes e Invasões Biológicas (LEPIB) Alexandro Costa, Ana Carolina Vizintim, Armando Casimiro, Camila Ribeiro, Diego Garcia e João Daniel.

A todos os amigos que fiz durante a realização deste trabalho.

Aos técnicos de laboratório Aparecido de Souza e Edson Santana, pela imensa ajuda em campo e pela amizade.

À Universidade Estadual de Londrina pelo espaço disponibilizado para realização deste trabalho.

A empresa Duke Energy pelo apoio financeiro na execução deste trabalho.

YABU, Marcelo Hideki Shigaki. **Atributos da biologia populacional de um ciclídeo não nativo no reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Brasil.** 2017. 40 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

RESUMO

A introdução de espécies, com conseqüente possibilidade de invasão daquelas mais aptas é notória e pode causar prejuízos à estrutura das comunidades e espécies nativas. Os resultados são a perda de diversidade funcional e homogeneização de ecossistemas, tornando-se um grande problema socioeconômico e ambiental. Nos ambientes aquáticos brasileiros há um agravante com peixes: poucos estudos. Neste contexto, destaca-se o sucesso de estabelecimento da família Cichlidae em outras biotas. Sendo assim, a escassez de estudos biológicos na porção Baixa da bacia do rio Paranapanema, e a falta de uma avaliação com foco direto no estabelecimento dessa família, motivou a realização dessa pesquisa. Para tanto, o trabalho teve como objetivo verificar em qual estágio de invasão se encontra *Satanoperca pappaterra* (Heckel 1840). Buscou-se determinar as classes de tamanho, relação peso/comprimento, tamanho de primeira maturação e período de reprodução e também a proporção sexual. Para obtenção dos dados, as amostragens ocorreram no período de junho de 2015 a agosto de 2016 em duas lagoas marginais de um trecho lótico influenciado pelo reservatório da usina hidrelétrica de Rosana. Utilizou-se para captura dos peixes, apetrechos como rede de arrasto, peneiras, tarrafas e rede de espera, com tempo padronizado. Analisou as variáveis ambientais das lagoas na qual houve influência da turbidez e transparência na abundância de *S. pappaterra*. A espécie apresentou proporção sexual de 1:1 e a estimativa do crescimento assumiu um padrão “isométrico”, de modo que pressupõe que as lagoas estejam suprimindo as condições ideais para o bem estar da espécie. Dentre as oito classes de comprimento obtidas, a quinta classe (14,0 – 15,5 cm) teve maior representatividade (41,9%), considerados adultos. Foi possível observar gônadas das fêmeas em estágio de maturação, maduro, esvaziado e repouso, e a média de primeira maturação foi de 15,1 cm. Ocorreram pelo menos quatro desovas durante o período de estudo indicando uma tática reprodutiva, assim a reprodução ocorreu antes do período reprodutivo das demais espécies do Baixo rio Paranapanema, pressupondo que a espécie do estudo esteja deslocando uma espécie nativa. Conclui-se mediante os resultados obtidos e das análises histológicas que a população de *S. pappaterra* encontra-se estabelecida no trecho do Baixo rio Paranapanema, preferencialmente nas lagoas marginais amostradas. Pois as lagoas ofereceram condições ambientais favoráveis para o sucesso de colonização.

Palavras-chave: Invasões biológicas. Reprodução. Labriformes. Alto Paraná.

YABU, Marcelo Hideki Shigaki. **Attributes of the population biology of a non-native cichlid in the Rosana reservoir, Lower Paranapanema river, Brazil.** 2017. 40 p. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

ABSTRACT

The introduction of species, with the consequent possibility of invasion of the fit ones, is notorious and can cause damages to the native communities and species structure. The results are the loss of functional diversity and homogenization of ecosystems, becoming a major socioeconomic and environmental problem. In Brazilian aquatic environments there is an aggravation with fish: few studies. In this context, the successful establishment of the Cichlidae family in other biota is outstanding. Thus, the shortage of biological studies in the lower portion of the Paranapanema river basin, and the lack of an evaluation with a direct focus on the establishment of this family, motivated this research. For this, the objective of the work was to verify at what stage of invasion *Satanoperca pappaterra* was found. We sought to determine the size classes, weight / length ratio, size of first maturation and reproduction period, as well as sex ratio. In order to obtain the data, the samplings occurred between June 2015 and August 2016 in two marginal lagoons of a lotic stretch influenced by the reservoir of the hydroelectric plant of Rosana. Fish traps were used as trawls, sieves, trays and waiting traps, with standardized time. It analyzed the environmental variables of the lagoons in which there was influence of the turbidity and transparency in the abundance of the *S. pappaterra*. The species presented a 1: 1 sex ratio and the growth estimate assumed an "isometric" pattern, so that the ponds are assuming the ideal conditions for the welfare of the species. Among the eight length classes obtained, the fifth class (14.0 - 15.5cm) had greater representability (41.9%), considered adults. It is possible to observe females gonads at maturation stage, mature, emptied and rested, and the first maturation average was 15.1cm. At least four spawning occurred during the study period indicating a reproductive tactic, so the reproduction occurred before the reproductive period of the other species of the Lower Paranapanema River species, assuming that the species of the study is displacing a native species. It is concluded from the results obtained and the histological analysis that the population of *S. pappaterra* is established in the Lower Paranapanema stretch, preferably in the sampled marginal lagoons. For lagoons provided favorable environmental conditions for colonization success.

Keywords: Biological invasions. Reproduction. Labriformes. Upper Paraná.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1:** Valores médios das variáveis ambientais avaliadas na Lagoa 1 e Lagoa 2, no reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. L1 = Lagoa 1; L2 = Lagoa 2; Cond. = condutividade; Temp. = temperatura; Sat. O2 = saturação de oxigênio; Conc. O2 = concentração de oxigênio; Prof. = profundidade; Transp. = transparência; Turb. = turbidez..... 22
- Tabela 2:** Captura por unidade de esforço (CPUE) para cada amostragem das lagoa 1 e lagoa 2, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP..... 22
- Tabela 3:** Correlação entre variáveis abióticas e abundância de *S. pappaterra* na Lagoa 1 e Lagoa 2, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. *valores significativos ($p < 0,05$); r = coeficiente de correlação; g.l = grau de liberdade; p = nível de significância..... 22

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa da bacia do rio Paranapanema e locais de amostragens no reservatório da UHE Rosana bacia do Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. Escala 1:500.000 11
- Figura 2.** Localização da área de estudo, Lagoa 1 e Lagoa 2 no reservatório da UHE Rosana bacia do Baixo rio Paranapanema. (Fonte: Esri, Digital Globe, GeoEye, EarthstarGeographics, CNES/Airbus DS, USDA, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community)..... 11
- Figura 3.** Vista da entrada da Lagoa 1, reservatório de Rosana, ao fundo o Parque Estadual Morro do Diabo, Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. 22°38'09.77"S 52°09'41.46"O (Foto: LEPIB)..... 12
- Figura 4.** Vista da entrada da Lagoa 2, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. 22°35'38.81"S 52°09'30.18"O (Foto: LEPIB)..... 12
- Figura 5.** Exemplar de *Satanoperca pappaterra* capturado no presente estudo, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. (Foto: LEPIB)..... 16
- Figura 6.** Imagens histológicas das fases de maturação das gônadas de fêmeas de *Satanoperca pappaterra*. 1 = “Em maturação; 2 = Madura; 3 = Esvaziada e 4 = Repouso 16
- Figura 7.** Distribuição da frequência das fêmeas de *S. pappaterra* nos estágios em maturação, maduro, esvaziado e repouso durante o período de estudo. Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP..... 17
- Figura 8.** Variação mensal da relação gonadossomática para fêmeas e machos de *S. pappaterra* amostrados no presente estudo, período de junho de 2015 a agosto de 2016. Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP 18
- Figura 9.** Índice de Atividade Reprodutiva (IAR) de fêmeas de *S. pappaterra* por estação do reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP..... 18

Figura 10. Relação peso/comprimento para machos, fêmeas e sexos agrupados de <i>S. pappaterra</i> , amostrados no presente estudo. Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.....	19
Figura 11. Variação do fator de condição relativo (Kn) para machos e fêmeas de <i>S. pappaterra</i> , amostrados no presente estudo. Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.....	19
Figura 12. Distribuição de frequência de classes de comprimento padrão de machos, fêmeas e macho/fêmeas de <i>S. pappaterra</i> , amostrados no presente estudo. Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.....	21
Figura 13. Análise de regressão linear simples entre abundância de captura (CPUE) de <i>S. pappaterra</i> e a transparência na lagoa 1, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.....	23
Figura 14. Análise de regressão linear simples entre abundância de captura (CPUE) de <i>S. pappaterra</i> e a turbidez na lagoa 1, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP	23

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	3
REFERÊNCIAS	5
1. INTRODUÇÃO	7
2. MATERIAL E MÉTODOS	10
2.1. Área de estudo	10
2.2. Amostragem	13
2.3. Análise dos dados	14
2.3.1. <i>Proporção sexual</i>	14
2.3.2. <i>Tamanho de primeira maturação e período de reprodução</i>	14
2.3.3. <i>Relação peso/comprimento</i>	14
2.3.4. <i>Fator de condição relativo (Kn)</i>	15
2.3.5. <i>Distribuição em classes de comprimento</i>	15
2.3.6. <i>Influência de variáveis ambientais na abundância relativa de Satanoperca pappaterra</i>	15
3. RESULTADOS	16
3.1. <i>Proporção sexual</i>	16
3.2. <i>Tamanho de primeira maturação e período de reprodução</i>	16
3.3. <i>Relação peso/comprimento</i>	18
3.3. <i>Fator de condição relativo (Kn)</i>	19
3.4. <i>Distribuição em classes de comprimento</i>	20
3.5. <i>Influência de variáveis ambientais na abundância de Satanoperca pappaterra</i>	21
4. DISCUSSÃO	24
5. CONCLUSÃO	29
6. REFERÊNCIAS	30

INTRODUÇÃO GERAL

A introdução de novas espécies com conseqüente invasão tem produzido uma grande mudança global, prejudicando as espécies e comunidades nativas em todo o mundo e também causando enormes danos econômicos (Simberloff 2000; Maack et al. 2000). Esse é um assunto que duplicou nas últimas três décadas e tem tornado as invasões biológicas um problema ambiental de grande interesse público (Gozlan, 2008). É considerado o segundo maior responsável por extinções de espécies (Simberloff, 2003). São esperados efeitos negativos sobre a estrutura da comunidade nativa, tais como hibridização, competição, predação e parasitismo, além de mudanças nas cadeias alimentares, ciclagem de nutrientes e vários outros serviços ecossistêmicos (Simberloff & Rejmánek, 2011).

A União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) define espécie invasora como qualquer organismo introduzido pelo homem fora de seu local de origem e que se estabeleceu e dispersou, causando impacto negativo sobre o ecossistema e outras espécies (ISSG, 2011). Diversos termos biológicos possuem o mesmo significado para espécie introduzida, tais como, espécie exótica, espécie não nativa, espécie alóctone, espécie não indígena e espécie alienígena, correspondendo à espécie que foi transportada e solta pelo homem fora da sua área de distribuição natural, seja acidental ou intencionalmente (Vitule, 2009).

No entanto, cabe ressaltar que nem toda espécie introduzida é invasora (Ziller, 2007). O modelo de Moyle & Light (1996) modificado por Blackburn *et al.*, (2011) ressalta que uma espécie pode ser considerada invasora quando passa obrigatoriamente por quatro estágios fundamentais: transporte, introdução, estabelecimento, dispersão e/ou expansão populacional. Em cada um desses estágios, as espécies e/ou populações precisam ultrapassar barreiras ambientais naturais ou artificiais. E no ambiente aquático essa premissa ainda é pouco avaliada.

Dentre os animais aquáticos, os peixes se destacam entre os mais introduzidos no mundo inteiro, sendo que 91% das fontes de introdução estão relacionadas a piscicultura (Gozlan, 2008; Ortega *et al.*, 2015). Outras atividades que estão relacionadas com a introdução de peixes incluem o controle biológico (Naylor *et al.*,

2001), a soltura deliberada de peixes ornamentais (Magalhães & Jacobi, 2013b) e a pesca esportiva (Britton & Orsi, 2012).

Um dos grupos mais utilizados para essas atividades citadas acima são os peixes da família Cichlidae. Apresentam elevada riqueza e ampla distribuição na região Neotropical, é considerada uma das maiores famílias de vertebrados, com pelo menos 1300 espécies e estimativas que podem chegar a 1900 espécies (Kullander, 2003). A América do Sul está representada por aproximadamente 300 espécies de ciclídeos, que seria entre 6 a 10% dos peixes de água doce da América do Sul (Kullander, 1998).

Os ciclídeos são conhecidos por diversos nomes locais, no Peru a maioria dos ciclídeos são conhecidos como Bujurqui, no Brasil são conhecidos como Acará, na Venezuela de Mochoroca, no Equador, na Colômbia e toda América Central de Mojarra, no Suriname de Krobia e Prapra na Guiana Francesa (Kullander, 1998).

Os indivíduos podem ser identificados por um conjunto de caracteres externos, incluindo linha lateral normalmente interrompida, narina única, 16 (excepcionalmente 14) principais raios da nadadeira caudal, e espinhos na anal, dorsal e pélvica.

Na região Neotropical os comprimentos variam de cerca de 25 – 30 mm de tamanho adulto em *Apistogramma* e *Taeniacara*, a cerca de 1 metro em *Cichla temensis*. Ocupam habitats lênticos em rios e córregos. Mas há também um número razoável de espécies reofílicas fortemente adaptadas. A maioria alimentando-se de uma grande variedade de invertebrados e algumas plantas. Grande parte das espécies de grande porte alimenta-se de grandes invertebrados e peixes, *Chaetobranchus*, *Chaetobranchopsis* e *Satanoperca acuticeps* alimentam-se de plâncton (Kullander, 1998)

Uma característica forte nos casais de ciclídeos neotropicais é o dimorfismo sexual, diferindo os sexos pela coloração do indivíduo. Sendo que os machos são maiores que as fêmeas. Os ovos são depositados em substratos e ambos os pais cuidam da prole durante várias semanas, mesmo após os jovens serem livres natantes. Em alguns gêneros como *Geophagus*, *Gymnogeophagus*, algumas espécies de *Satanoperca*, uma espécie de *Aequidens* e uma de *Heros* possuem incubação oral (Kullander, 1998).

REFERÊNCIAS:

- BLACKBURN, T. M.; PYSEK, P.; BACHER, S.; CARLTON, J. T.; DUNCAN, R. P. & JAROSÍK, V. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. Trends in *Ecology & Evolution*, 26(7), 333-339. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023.
- BRITTON, J. R., & ORSI, M. L. (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(3), 555-565.
- GOZLAN, R. E. (2008). Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*. v. 9, p. 106-115.
- ISSG (2011). *Invasive Species Specialist Group 2011* Disponível em: <<http://www.issg.org/>> Acesso em: 26 abril
- KULLANDER, S. O. (1998). A phylogeny and classification of the South American Cichlidae (Teleostei: Perciformes). *Phylogeny and classification of Neotropical fishes*, 461-498.
- KULLANDER, S. O. (2003). *Family Cichlidae (Cichlids)*. In *Check list of the freshwater fishes of South and Central America* (R.E. Reis, S.O. Kullander & C.J. Ferraris Jr., orgs.). Edipucrs, Porto Alegre, p. 605-654.
- MAACK R., SIMBERLOFF D., LONSDALE M., EVANS H., CLOUT M. & BAZZAZ F. (2000). Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689–710.
- MAGALHÃES, A. L. B. & JACOBI C. M., (2013b). Invasion risks posed by ornamental freshwater fish trade to southeastern Brazilian rivers. *Neotropical Ichthyology* 11: 433–441.
- MOYLE, P. B., & LIGHT, T. (1996). Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological conservation*, 78(1-2), 149-161.
- NAYLOR, R. L., WILLIAMS S. L. & STRONG D. R. (2001). Aquaculture – a gateway for exotic species. *Science* 294: 1655–1656.

ORTEGA, J. C.; JÚLIO JR, H. F.; GOMES, L. C. & AGOSTINHO, A. A. (2015). Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 746(1), 147-158.

SIMBERLOFF, D. (2000). Non indigenous species: a global threat to biodiversity and stability. *Nature and human society: the quest for a sustainable world*. National Academy Press, Washington, DC, 325-334.

SIMBERLOFF, D. (2003). How much information on population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology*, 17(1), 83-92.

SIMBERLOFF, D., & REJMÁNEK, M. (2011). *Encyclopedia of biological invasions* (No. 3). Univ. of California Press.

VITULE, J. R. S. (2009). Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation*, 4(2), 111-122.

ZILLER, S. R. (2007). Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. *Natureza & Conservação*, 5, 16-22.

1. INTRODUÇÃO

A introdução de espécies, com consequente possibilidade de invasão, tem produzido uma grande mudança global, prejudicando as comunidades e espécies nativas em todo o mundo, e também vem causando enormes danos econômicos (Simberloff, 2000; Mack *et al.*, 2000; Vitule *et al.*, 2012). Nas últimas três décadas as invasões aumentaram significativamente, tornando-se um problema ambiental de grande interesse público (Gozlan, 2008; Simberloff, 2013).

Os resultados da invasão podem ser devastadores, como uma das principais causas de perda de biodiversidade e homogeneização de ecossistemas (Vitousek *et al.*, 1996; Agostinho *et al.*, 2007a; Britton & Orsi, 2012; Pelicice *et al.*, 2014). Diante disso, as invasões biológicas têm gerado grandes efeitos sobre a biodiversidade e um crescente interesse da comunidade científica sobre quais espécies e como este processo ocorre (Moyle & Leidy, 1992; Nishizawa *et al.*, 2006; Britton & Orsi 2012).

Cabe ressaltar que nem toda espécie introduzida é invasora (Ziller, 2007). Blackburn *et al.*, (2011) resalta que uma espécie pode ser considerada invasora quando passa obrigatoriamente por quatro estágios fundamentais: transporte, introdução, estabelecimento, dispersão e/ou expansão populacional. Em cada um desses estágios, as espécies e/ou populações precisam ultrapassar barreiras ambientais naturais ou artificiais, biológicas e químicas. Tratando-se disso, os ambientes aquáticos estão entre os ecossistemas mais ameaçados pelas espécies invasoras (Simberloff, 2013).

Os peixes estão entre os animais aquáticos mais introduzidos em todo o mundo, sendo que 91% das fontes de introduções estão diretamente relacionadas à piscicultura (Gozlan, 2008; Ortega *et al.*, 2015). No Brasil, o cultivo de peixes também é a principal atividade responsável pela introdução e dispersão de peixes nos ecossistemas aquáticos, como os peixamentos para fins de repovoamento (CESP, 1996; Projeto de Lei 5270/01, do Senado, que determina que os proprietários ou concessionários de represas sejam responsáveis pela produção e distribuição de alevinos em suas áreas de atuação) e pesca esportiva (Orsi & Agostinho, 1999; Agostinho *et al.*, 2007; Vitule *et al.*, 2009, Lima Jr. *et al.*, 2012; Orsi & Britton, 2014), a crescente demanda dos pesque-pagues nas regiões mais populosas (Alves *et al.*, 2007) e o comércio de peixes de aquário (Magalhães & Jacobi, 2013b).

Muitas dessas espécies são introduzidas em reservatórios formados pelas barragens hidrelétricas, proliferam-se rapidamente e substituindo espécies nativas

(Agostinho *et al.*, 2008; Barros *et al.*, 2012). Geralmente as espécies invasoras apresentam características com tamanho variado, de pequeno a médio porte (Langeani *et al.*, 2007), geralmente não são migradoras e apresentam mais de uma desova por ano (Casimiro *et al.* 2017).

Para os fins descritos acima, o grupo de peixes comumente utilizados são espécies da família Cichlidae, que é um grupo de peixes amplamente distribuído pela região Neotropical. Esta família compreende um grupo com elevada riqueza de espécies (Kornfield, 1978; Thompson, 1979) e altamente generalistas, com taxa de especiação extremamente rápida, podendo adaptar-se a ambientes com condições bióticas extremas (Buckup, 1999; Feldberg *et al.*, 2003) e a maioria possui preferência por ambientes lênticos (Kullander, 2003).

Algumas espécies apresentam natação lenta e especializada, as quais utilizam com eficiência várias manobras (Watson & Balon, 1984; Balon *et al.*, 1986). Apresentam hábitos diurnos, são sedentários e não migradores (Lowe-McConnell, 1999). Nesse contexto, diante de não realizarem migrações, os ambientes lênticos de reservatórios são propícios para a chegada desses peixes (Agostinho *et al.*, 2002; Novaes *et al.*, 2004).

Várias espécies possuem elevadas taxas reprodutivas, com desova parcelada, até quatro vezes durante o ciclo reprodutivo (Keenleyside, 1991). A maioria dos ciclídeos neotropicais apresenta cuidado parental, deposita seus ovos no substrato e guardando-os. Em algumas espécies, os adultos podem cuidar da prole até depois das larvas se tornarem livre-natantes (Kullander, 2003), podendo ocorrer incubação bucal dos ovos ou no substrato (Keenleyside, 1991; Morley & Balshine, 2002).

No Baixo rio Paranapanema, especificamente no reservatório da usina hidrelétrica (UHE) Rosana, já foram encontradas algumas espécies de ciclídeos nativas e não nativas, *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006, *Cichlasoma paranaense* Kullander, 1983, *Crenicichla haroldoi* Luengo & Britski, 1974, *Crenicichla niederleinii* (Holmberg, 1891), *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824), *Satanoperca pappaterra* (Heckel, 1840) e *Crenicichla britskii* Kullander, 1982, esta última considerada como muito abundante no reservatório (Casatti *et al.*, 2003; Ferrareze & Nogueira, 2011). Porém *S. pappaterra* e *C. kelberi* não são originárias da bacia do Alto rio Paraná (Langeani *et al.*, 2007; Graça & Pavanelli, 2007).

Satanoperca pappaterra, alvo do estudo, possui o corpo esverdeado iridescente com duas listras escuras paralelas que vai desde a boca até o olho, cinco ou seis faixas

transversais escuras e maior comprimento registrado de 22,2 cm (Graça & Pavanelli, 2007). Está amplamente distribuída nas bacias dos rios Amazonas, Guaporé e Paraguai (Kullander, 2003), porém em alguns estudos, a ocorrência já foi registrada fora de sua distribuição natural (Langeani *et al.*, 2007 e Vidotto, 2005). Habita diversos biótopos como rios, canais e lagoas (Hahn *et al.*, 2004), apresenta hábito alimentar detritívoro-invertívoro atribuído por Hahn & Cunha (2005) e um estudo realizado por Casatti *et al.*, (2003) no reservatório de Rosana, menciona a espécie com hábito alimentar algívoro.

Diante dessas características, o conhecimento da biologia das espécies que pertencem a essa família é de suma importância, já que segundo Vazzoler (1996) os peixes alcançaram sucesso em ambientes distintos por apresentarem várias estratégias reprodutivas, que englobam potenciais e táticas extremas, permitindo-os que se adaptassem em diferentes ambientes.

Entre os aspectos da biologia de peixes, a reprodução é o de maior relevância, por ser um parâmetro fundamental para manutenção das espécies, ajustando-se às características e proporciona sucesso no novo ambiente (Vazzoler, 1996), ainda mais quando se trata de espécies não nativas. Para isso, a análise histológica é uma ferramenta importante para detalhar os desenvolvimentos ovarianos, já que não podem ser identificadas apenas por análises macroscópicas (Dias *et al.*, 1998; Chellappa *et al.*, 2005). De tal modo, há maior confiabilidade na determinação do estágio real das gônadas, conseqüentemente a determinação do período reprodutivo e o tipo de desova das espécies (Dias *et al.* 1998), já que pouco se sabe sobre a biologia reprodutiva das espécies introduzidas em outros ambientes (Pereira *et al.*, 2013).

As espécies que compõe a família Cichlidae, diante das características citadas anteriormente, se destacam pela capacidade de colonizar e se estabelecer em diversos habitat. Essas características, juntamente com os parâmetros da biologia da espécie, fornecem subsídios para identificar em qual estágio da invasão à espécie se encontra, já que as ações antrópicas sofridas na bacia podem estar atuando como mecanismos de facilitação da chegada e estabelecimento de espécies invasoras.

O trabalho teve como objetivo verificar em qual estágio de invasão encontra-se o ciclídeo não nativo *Satanoperca pappaterra*, em duas lagoas da porção lótica do Baixo rio Paranapanema, influenciado pelo reservatório da (UHE) Rosana. Para tanto, buscou-se determinar as classes de tamanho, relação peso/comprimento, tamanho de primeira maturação, período de reprodução e também a proporção sexual.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 *Área de estudo*

O rio Paranapanema nasce na Serra de Paranapiacaba (24°O 16'S, 48°O 15'W), pertencente ao município de Capão Bonito (São Paulo). A bacia estende-se pelo sudeste de São Paulo e norte do Paraná, e é um dos principais afluentes da bacia do Alto rio Paraná (Sampaio, 1944). A área de drenagem aproxima-se a 109.600 km² (Sampaio, 1944; Agostinho *et al.*, 1995), com 47% pertencentes ao território paulista e 53% ao paranaense (Duke-Energy, 2002). Esse rio deságua no rio Paraná, considerado um dos principais afluentes, percorre uma extensão total de aproximadamente 930 km, onde cerca de 330 km concebe a divisa entre os dois estados citados acima (Maack, 1981) (Figura 1).

O reservatório de Rosana apresenta área inundada de 276 km², 116 km de extensão, profundidade máxima de 20 metros e opera a fio d'água, com tempo médio de residência da água de 20,3 dias (CESP, 1987; Nogueira *et al.*, 2006). É o último de uma sequência de 11 reservatórios no curso principal do rio Paranapanema, o que caracteriza como um rio fragmentado.

O presente estudo foi realizado em duas lagoas da porção lótica do Baixo rio Paranapanema, influenciado pelo reservatório da UHE Rosana, nomeadas como Lagoa 1 e Lagoa 2 (Figura 2, 3, 4). Possuem uma área de aproximadamente de 154.748 m² e 451.786 m² respectivamente e profundidade média de 2,5 metros. Estas lagoas estão localizadas à margem direita e a margem esquerda do rio Paranapanema, e ambas possuem conectividade permanente com a calha principal do rio.

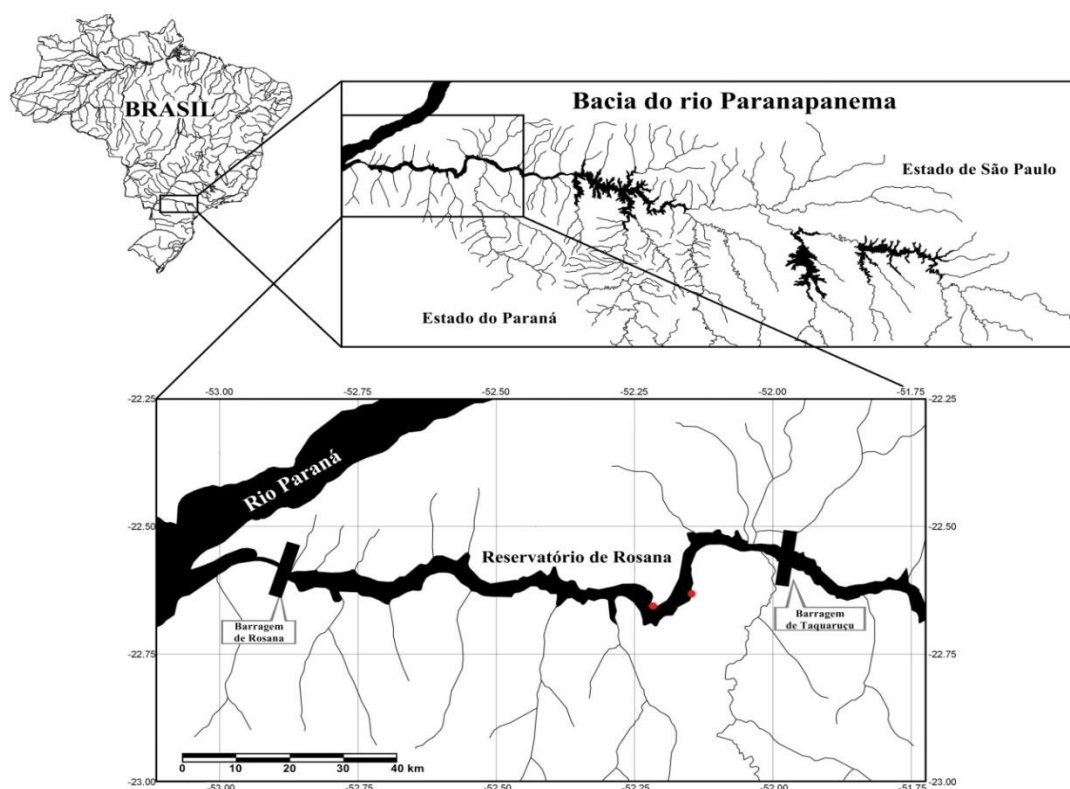


Figura 1. Mapa da bacia do rio Paranapanema e locais de amostragens no reservatório da UHE Rosana bacia do Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. Escala 1:500.000.

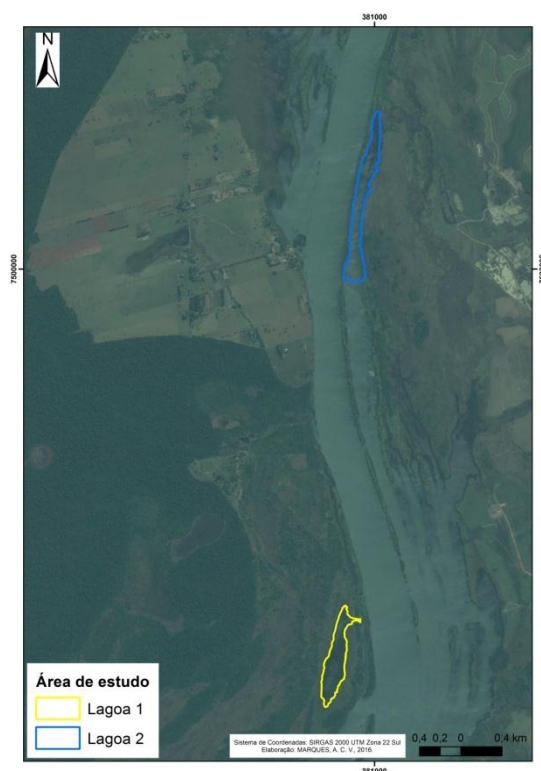


Figura 2. Localização da área de estudo, Lagoa 1 e Lagoa 2 no reservatório da UHE Rosana bacia do Baixo rio Paranapanema. (Fonte: Esri, Digital Globe, GeoEye, EarthstarGeographics, CNES/Airbus DS, USDA, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community).



Figura 3. Vista da entrada da Lagoa 1, reservatório de Rosana, ao fundo o Parque Estadual Morro do Diabo, Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. $22^{\circ}38'09.77''\text{S}$ $52^{\circ}09'41.46''\text{O}$ (Foto: LEPIB).

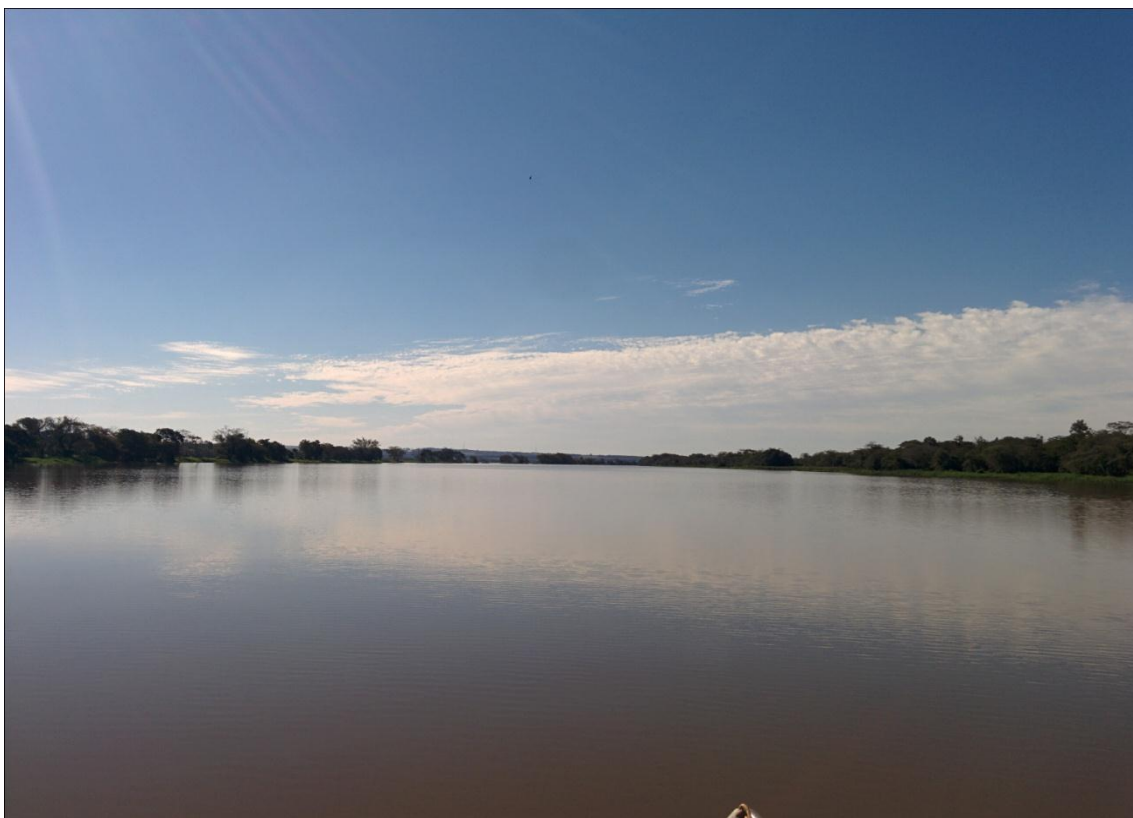


Figura 4. Vista da entrada da Lagoa 2, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. $22^{\circ}35'38.81''\text{S}$ $52^{\circ}09'30.18''\text{O}$ (Foto: LEPIB).

2.2. Amostragem

As amostragens foram realizadas nas datas de 16 de junho, 8 de outubro e 10 de dezembro de 2015, 18 de fevereiro, 6 de abril e 10 de agosto de 2016. Para o procedimento de captura dos espécimes de *S. pappaterra* utilizou-se dos seguintes apetrechos como peneiras de 1 m de diâmetro (malha 2 mm), rede de arrasto com aproximadamente 5 m² (malha 2 mm), tarrafa (malha 6 mm) e picaré (comprimento 15 m), com esforço de captura padronizado em 60 minutos para cada coleta para o conjunto de aparatos (Licença de coleta ICMBIO nº 251610). Além desses materiais, foi empregado o uso de redes de espera de malhas de 2 a 14 cm entre nós adjacentes (aproximadamente 1.000 m²), padronizando 24 horas de esforço de captura por lagoa, com revistas ao amanhecer e ao entardecer.

Em campo, os peixes capturados tiveram os seguintes dados biométricos aferidos: comprimento total (Lt), comprimento padrão (Ls) em centímetros e biomassa (Wg) em gramas, após a biometria foram anestesiados e eutanasiados por superexposição à solução de óleo de cravo (Eugenol) (CEUA nº 21149.2012.53). Em seguida, os espécimes foram abertos ventralmente e tiveram as gônadas retiradas, pesadas (g), etiquetadas conforme o respectivo indivíduo. As gônadas foram fixadas na solução de Bouin (18 horas), posteriormente processados para análises histológicas de acordo com o protocolo desenvolvido pelo Laboratório de Histologia da Universidade Estadual de Londrina, que consiste em desidratação, diafanização e inclusão em parafina. Do material já incluído, foram realizados cortes semi-seriados de 7 µm em micrótomo rotativo, corados em Hematoxilina e Eosina (HE). Após esse procedimento a análise das lâminas foi realizada em microscópio óptico (MOTIC BA-410) para diagnosticar os estágios e desenvolvimento das gônadas e épocas de desovas.

Os animais foram fixados em solução de formalina 10% tamponada com carbonato de cálcio, ensacados e devidamente enumerados e etiquetados contendo informações como o local, data de coleta, número do indivíduo respectiva gônada e transportados para o Laboratório de Ecologia de Peixes e Invasões Biológicas (LEPIB), localizado na Universidade Estadual de Londrina (UEL). Alguns exemplares de *S. pappaterra* foram depositados para testemunho no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL 17748).

Junto às amostragens, foram avaliadas as variáveis abióticas em cada lagoa, com o uso de um aparelho de medição limnológica multiparâmetro (Sonda YSI Professional

plus). Foram aferidos dados de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$), saturação de oxigênio (%), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), nitrato (mg L^{-1}) e pH, a transparência (cm) foi obtida por disco de Secchi e turbidez com uso de Turbidímetro (UTN).

2.3. *Análise dos dados*

2.3.1. *Proporção sexual*

A proporção sexual foi observada pelo quociente entre o número absoluto de fêmeas e de machos identificados. Para isso foi aplicado o teste de qui-quadrado (χ^2) com o propósito de avaliar as possíveis diferenças na proporção sexual estabelecida.

2.3.2. *Tamanho de primeira maturação e período de reprodução*

Foi determinado o tamanho de primeira maturação com base no menor indivíduo em reprodução, ou seja, que apresentam gônadas maduras de acordo com Suzuki e Agostinho (1997) e Orsi (2010), relacionando a análise histológica desses indivíduos para confirmação do estágio. O período reprodutivo foi estabelecido pela média mensal da Relação Gonadossomática ($\text{RGS} = \text{W}_g / \text{W}_t * 100$), onde **RGS**=relação gonadossomática; **W_g**= peso da gônada; **W_t**=peso total do peixe.

A atividade reprodutiva foi estimada somente para as fêmeas baseado no índice de atividade reprodutiva pela seguinte da fórmula:

($\text{IAR} = ((\ln \text{N}_i * (\text{n}_i / \sum \text{n}_i + \text{n}_i / \text{N}_i) * (\text{RGS}_i / \text{RGS}_e)) / (\ln \text{N}_m (\text{n}_m / \sum \text{n}_i + 1))) * 100$), onde **N_i** = número de indivíduos na unidade amostral *i*; **n_i** = número de indivíduos em reprodução na unidade amostral *i*; **N_m** = número de indivíduos na maior unidade amostral; **n_m** = número de indivíduos em reprodução na unidade amostral com maior *n*; **RGS_i** = RGS média dos indivíduos em reprodução na unidade amostral *i*; **RGS_e** = maior valor individual da IGS, a atividade foi classificada em nula ($\text{IAR} \leq 2$), incipiente ($2 < \text{IAR} \leq 5$), moderada ($5 < \text{IAR} \leq 10$), intensa ($10 < \text{IAR} \leq 20$) e muito intensa ($\text{IAR} > 20$) (Agostinho *et al.*, 1991; Vazzoler, 1996).

2.3.3. *Relação peso/comprimento*

A relação peso/comprimento foi calculada pela equação exponencial $\text{Wt} = \text{aLs}^b$, onde **Wt**= massa total, **Ls** = comprimento padrão, a constante **a** (coeficiente linear) que indica o bem estar do peixe, relacionado com grau de engorda dos espécimes e o parâmetro **b** (coeficiente angular) para verificar o tipo do crescimento da espécie

(Santos, 1978; Benedito-Cecílio & Agostinho, 1997; Orsi *et al.*, 2002, Britton & Orsi 2012). Para verificar a existência ou não de diferença significativa entre os valores calculados para os parâmetros **b** e o valor 3,0 de isometria, foi aplicado o teste “t” de Student.

2.3.4. *Fator de condição relativo (Kn)*

O bem estar geral da espécie foi avaliado pelo fator de condição relativo (Kn), obtido através do quociente entre o peso observado e o peso teoricamente esperado ($Kn = Wt/aLs^b$), utilizando-se dos parâmetros obtidos na relação peso/comprimento, onde **Wt**= massa total, **Ls**= comprimento padrão, **a**= coeficiente linear e **b**= coeficiente angular (Eckman, 1984). Os valores obtidos de cada indivíduo foram comparados com o valor de referência (1,0) (Vazzoler, 1996), indicando o grau de bem estar do peixe frente ao meio em que vive, independente do tamanho, em um determinado período (Braga, 1986), refletindo condições alimentares recentes (Le Cren, 1951).

2.3.5. *Distribuição em classes de comprimento*

A distribuição em classes de comprimento foi realizada a partir da amplitude de tamanho (Ls) dos indivíduos coletados, para machos e fêmeas das espécies estudadas, conforme a fórmula “ $K = 1 + 3,322 * \log n$ ”, onde **K** = número de classes e **n** = tamanho da amostra) (Sturges, 1926).

2.3.6. *Influência de variáveis ambientais na abundância relativa de Satanoperca pappaterra*

Os dados de abundância numérica da espécie capturada foram transformados em captura por unidade de esforço (CPUE= $N*1000/\text{Esforço}$), estimando a abundância relativa em número de indivíduos 1.000 m² de apetrechos utilizados em 12 horas de exposição (Agostinho *et al.*, 1997).

Foram realizadas correlações lineares através do coeficiente de Pearson (r) entre a CPUE e cada uma das variáveis abióticas das lagoas separadamente (logaritimizadas previamente, com exceção do pH). Posteriormente, modelos de regressão linear simples foram ajustados para prever a abundância em função das características abióticas correlacionadas (Sokal & Rohlf, 1995).

3. RESULTADOS

No período de estudo foram coletados 106 espécimes de *S. pappaterra*. Destes, 57 fêmeas, 48 machos e 1 imaturo (Figura 5).



Figura 5. Exemplar de *Satanoperca pappaterra* capturado no presente estudo, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. (Foto: LEPiB).

3.1. Proporção sexual

A espécie apresentou proporção sexual entre machos e fêmeas de 1:1. Não houve diferenças estatisticamente significativas entre a proporção sexual no total amostrado ($\chi^2 = 0,77$; $p > 0,05$).

3.2. Tamanho de primeira maturação e período de reprodução

O comprimento de primeira maturação de *S. pappaterra* nas lagoas estudadas foi estimado em 15,5 cm para fêmeas e 14,7 cm para machos. Com o uso de técnicas histológicas foi possível observar as seguintes fases: “em maturação”, “maduro”, “esvaziado” e “repouso” (Figura 6).

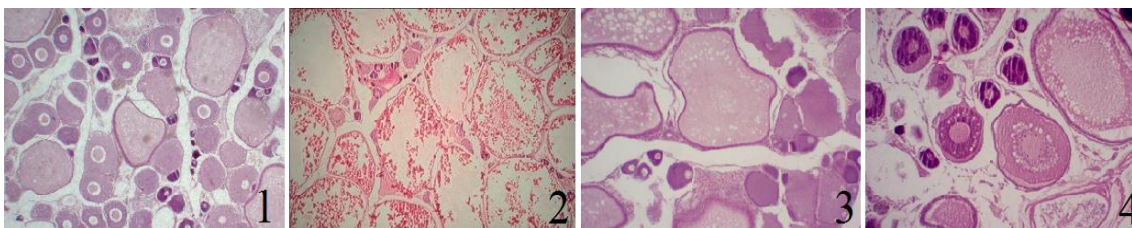


Figura 6. Imagens histológicas das fases de maturação das gônadas de fêmeas de *Satanoperca pappaterra*. 1 = “Em maturação”; 2 = Madura; 3 = Esvaziada e 4 = Repouso.

Fêmeas e machos foram capturados em todas as amostragens. As fêmeas nos estágios “em maturação” e “esvaziado” ocorreram nas coletas do dia 18 de fevereiro de 2016 (verão), 6 de abril de 2016 (outono) e 10 de agosto de 2016 (inverno). Já a maior frequência de fêmeas “maduras” ocorreu no inverno de 2016. Para o estágio “repouso” foram amostradas poucas fêmeas, sendo que houve predomínio desse estágio em 18 de fevereiro de 2016 (Figura 7).

Os valores da relação gonadossomático (RGS) variaram para as fêmeas entre 0.0460 a 1.8161 e entre 0.0180 a 0.3940 para os machos.

O período de atividade reprodutiva observado pela variação sazonal dos valores médios de RGS indicou que tanto as fêmeas como os machos de *S. pappaterra* apresentaram maior investimento reprodutivo no período da primavera de 2015 e também no final do inverno começo da primavera de 2016 (Figura 8).

O maior pico de RGS ocorreu no inverno 2016, corroborado pelo Índice de Atividade Reprodutiva (IAR) no qual foi classificado em: inverno 2015: nula; primavera: nula; verão: moderada; outono: moderado e inverno 2016: intensa (figura 9).

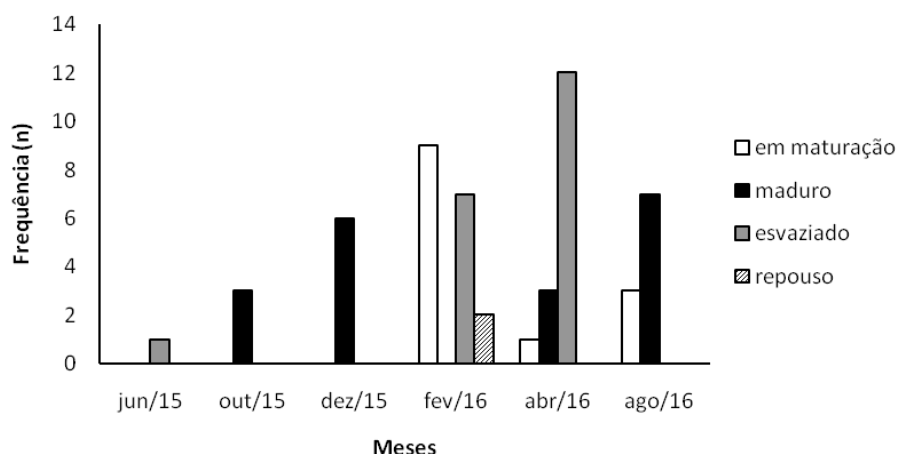


Figura 7. Distribuição da frequência das fêmeas de *S. pappaterra* nos estágios em maturação, maduro, esvaziado e repouso durante o período de estudo. Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.

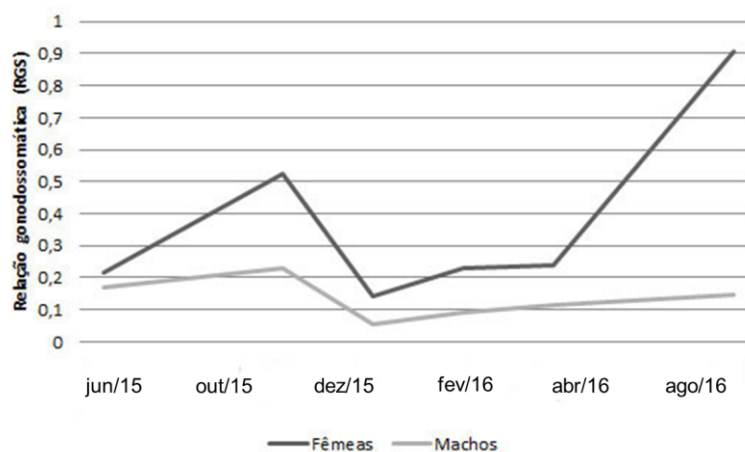


Figura 8. Variação mensal da relação gonadossomática para fêmeas e machos de *S. pappaterra* amostrados no presente estudo, período de junho de 2015 a agosto de 2016. Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.

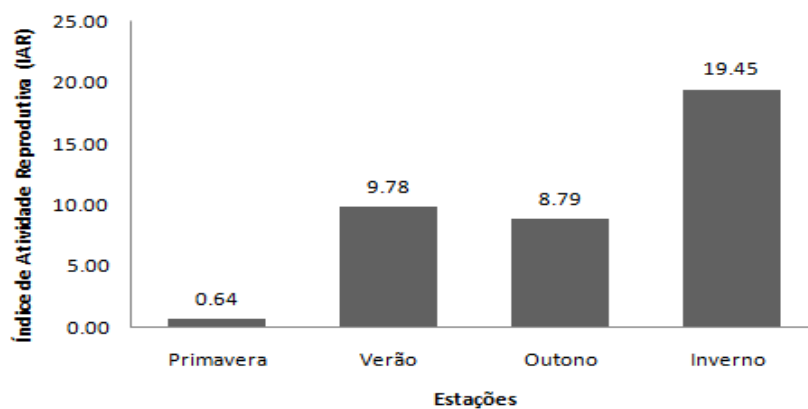


Figura 9. Índice de Atividade Reprodutiva (IAR) de fêmeas de *S. pappaterra* por estação do reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.

3.3. Relação peso/comprimento

Através da análise da relação peso/comprimento os seguintes coeficientes foram obtidos, **a** (coeficiente linear) = 0,054, **b** (coeficiente angular) = 2,863, considerado estatisticamente não diferente de 3,0 ($p > 0,05$) e $R^2 = 0,952$ (Figura 10).

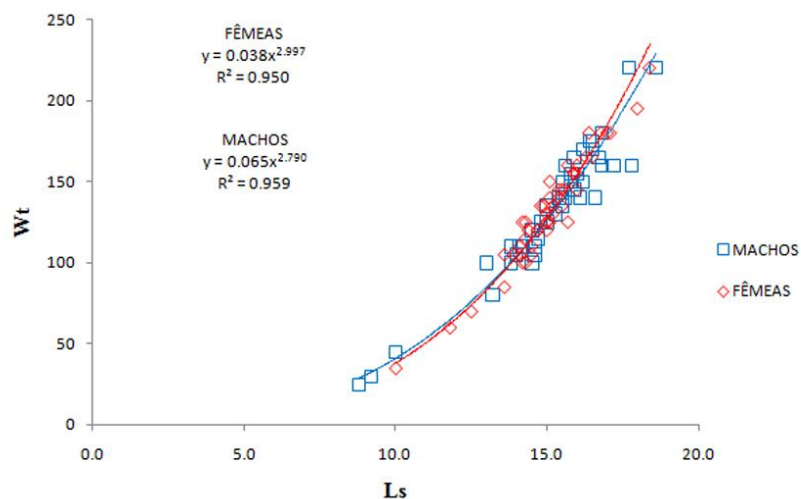


Figura 10. Relação peso/comprimento para machos, fêmeas e sexos agrupados de *S. pappaterra*, amostrados no presente estudo. Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.

3.3. Fator de condição relativo (K_n)

Com base nos resultados do quociente da relação peso/comprimento, as médias dos fatores de condição relativos entre machos e fêmeas foram iguais (K_n médio = 1,015 e 1,005 respectivamente). Foi realizado o teste t de Student, no qual não houve diferença entre os sexos ($t = 0,6327$; $p = 0,2642$) (Figura 11).

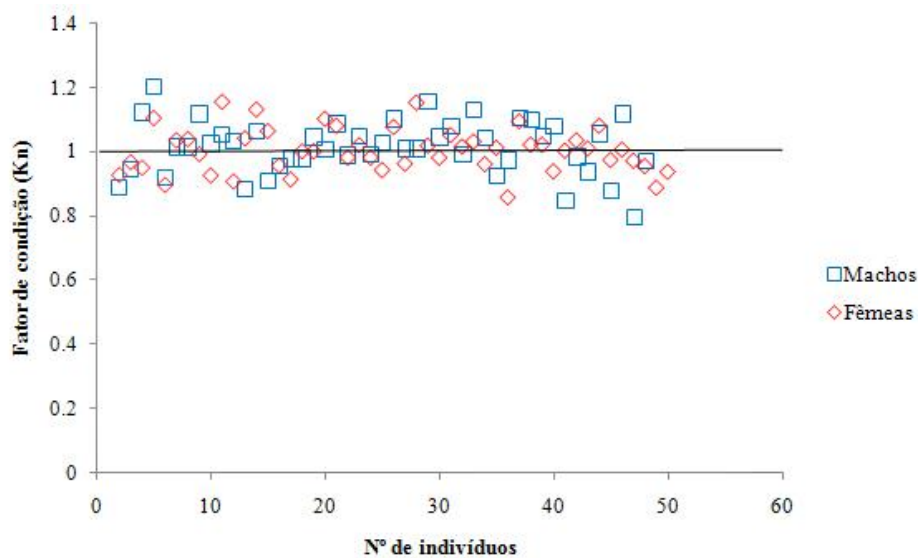


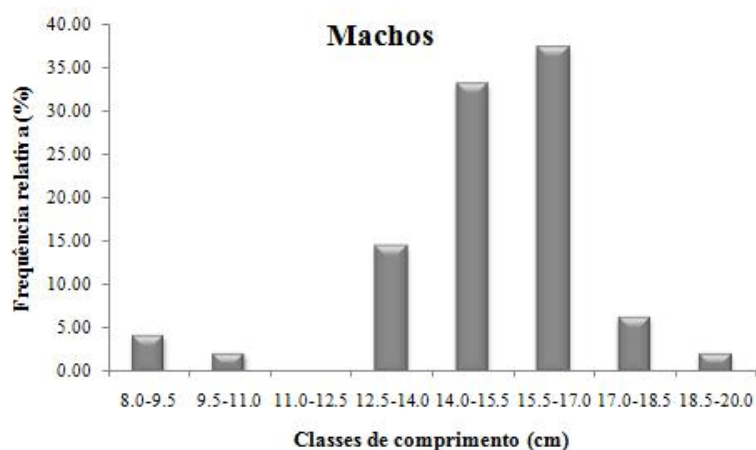
Figura 11. Variação do fator de condição relativo (K_n) para machos e fêmeas de *S. pappaterra*, amostrados no presente estudo. Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.

3.4. Distribuição em classes de comprimento

Considerando o total de exemplares avaliados, foram obtidas oito classes de comprimento, no qual a distribuição de comprimento dos indivíduos foi analisada separadamente entre machos, fêmeas e o total.

A amplitude de ocorrência do comprimento padrão de *S. pappaterra* variou de 10,5 a 21,5 cm e o comprimento médio foi de 18,2 cm. Observou-se que a amplitude do comprimento total em fêmeas variou entre 10,5 a 21,4 cm com média de 18,2 cm, enquanto que para os machos notou-se que a amplitude variou de 11,2 a 21,5 cm e média de 18,3 cm.

O maior número de fêmeas foi observado na classe de comprimento padrão de 14,0 – 15,5 cm, representando 37,5% do total de fêmeas. Para os machos, a maior concentração na classe de comprimento padrão foi de 15,5 – 17,0 cm, 37,5% do total de indivíduos machos. Totalizando os indivíduos de *S. pappaterra*, a classe mais representativa foi a de 14,0 – 15,5 cm, seguida por 15,5 – 17,0 cm representando 41,9% dos indivíduos nessa classe (Figura12).



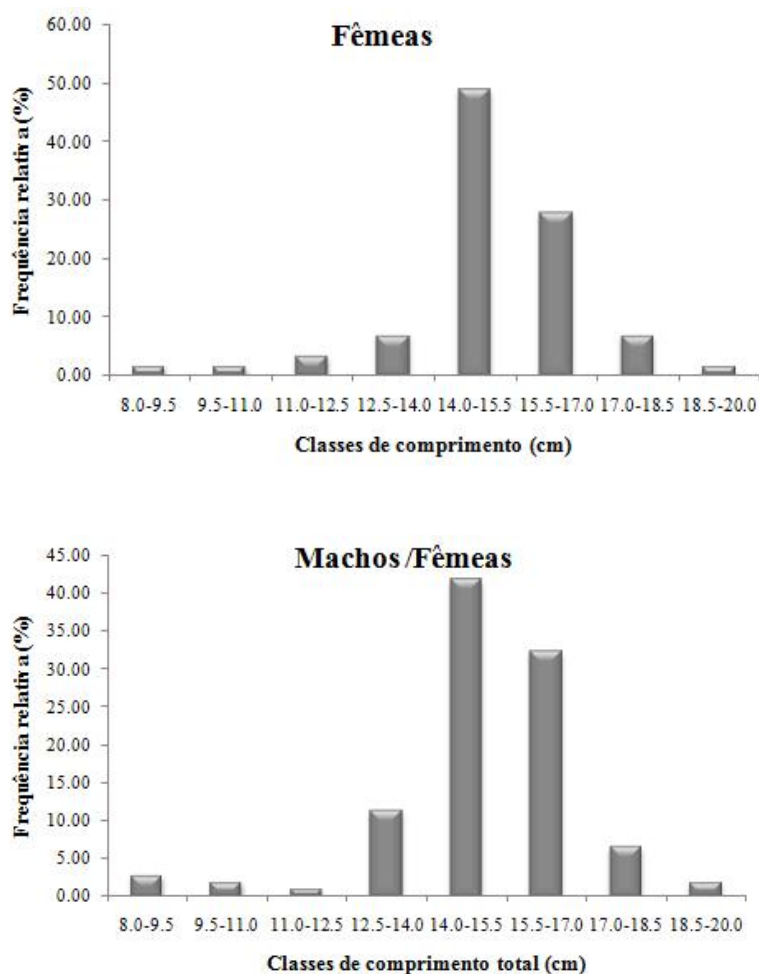


Figura 12. Distribuição de frequência de classes de comprimento padrão de machos, fêmeas e macho/fêmeas de *S. pappaterra*, amostrados no presente estudo. Reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.

3.5. Influência de variáveis ambientais na abundância de *Satanoperca pappaterra*

De acordo com os dados abióticos (tabela 1) e a captura por unidade de esforço obtidos (tabela 2), na análise estatística de correlação entre a abundância de *S. pappaterra* e os fatores abióticos na lagoa 1, houve correlação negativa em função da transparência ($F=11.98$; $r^2=0.75$; $p=0.03$; $g.l=4$, $Y= 37.19-89.04x$) (Figura 13) e correlação positiva em função da turbidez ($F=8.52$; $r^2 =0.68$; $p=0.04$; $g.l=4$, $Y= -31.93+36.60x$) (figura 14). Em relação à lagoa 2, nenhuma das variáveis abióticas apresentaram correlação significativa com a abundância (tabela 3).

Tabela 1. Valores médios das variáveis ambientais avaliadas na Lagoa 1 e Lagoa 2, no reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. L1 = Lagoa 1; L2 = Lagoa 2; Cond. = condutividade; Temp. = temperatura; Sat. O2 = saturação de oxigênio; Conc. O2 = concentração de oxigênio; Prof. = profundidade; Transp. = transparência; Turb. = turbidez.

		Cond. ($\mu\text{Scm-1}$)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	Sat. O2 (%)	Conc. O2 (mgL-1)	Prof. (m)	Transp. (m)	Turb. (UTM)	pH
19/06/15	L1	41.5	21.5	69.4	6.15	3.20	1.74**	8.1*	7.6
	L2	42.0	22.8	78.5**	8.50**	3.50	1.57	8.3	7.9**
06/10/15	L1	66.3	24.9	50.8	4.21	3.0	1.00	15.5	6.4
	L2	75.2**	26.2	53.9	4.36	3.80**	0.59	25.0	6.3*
09/12/15	L1	44.3	26.7	68.7	4.93	2.10	0.73	16.5	7.1
	L2	46.9	26.1	77.5	6.26	00	0.37	36.5	7.1
17/02/16	L1	45.3	27.8	46.2	3.60	2.10	0.14	66.7	7.2
	L2	45.0	28.4	50.8	3.78	1.60	0.10*	100.0**	7.3
05/04/16	L1	45.3	30.9**	42.2	3.30	1.50*	0.48	23.0	7.1
	L2	43.4	28.9	39.1	3.19	1.90	0.32	30.0	7.3
10/08/16	L1	33.6*	20.4	15.4*	1.40*	1.65	0.81	13.0	7.7
	L2	39.4	19.4*	17.9	1.62	1.55	0.96	14.0	7.6

*menor valor; **maior valor.

Tabela 2: Captura por unidade de esforço (CPUE) para cada amostragem da lagoa 1 e lagoa 2, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.

	19/06/2015	06/10/2015	09/12/2015	17/02/2016	05/04/2016	10/08/2016
Lagoa 1	0.6	0.90	2.1	10.2	8.4	5.1
Lagoa 2	0	0.6	0.9	1.2	0	1.5

Tabela 3: Correlação entre variáveis abióticas e abundância de *S. pappaterra* na Lagoa 1 e Lagoa 2, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP. *valores significativos ($p < 0.05$); r= coeficiente de correlação; g.l=grau de liberdade; p=nível de significância.

	Lagoa 1			Lagoa 2		
	r	P	g.l	r	P	g.l
Cond ($\mu\text{Scm-1}$)	-0.28	0.59	4	-0.10	0.84	4
Temp ($^{\circ}\text{C}$)	0.54	0.27	4	0.69	0.13	4
Sat. Ox (%)	-0.33	0.52	4	-0.51	0.29	4
Conc. Ox (mgL-1)	-0.43	0.39	4	-0.58	0.23	4
Prof (m)	-0.69	0.13	4	-0.42	0.41	4
Transp (m)	-0.87	0.03*	4	-0.27	0.61	4
Turb (UTM)	0.82	0.04*	4	0.35	0.49	4
pH	0.19	0.72	4	-0.07	0.89	4

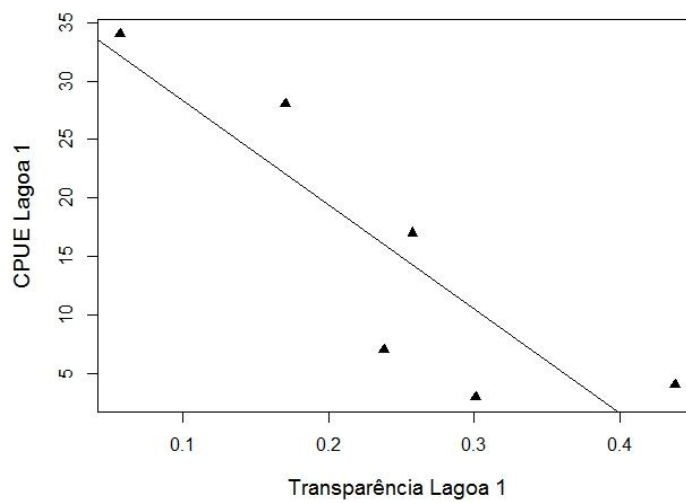


Figura 13: Análise de regressão linear simples entre abundância de captura (CPUE) de *S. pappaterra* e a transparência na lagoa 1, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.

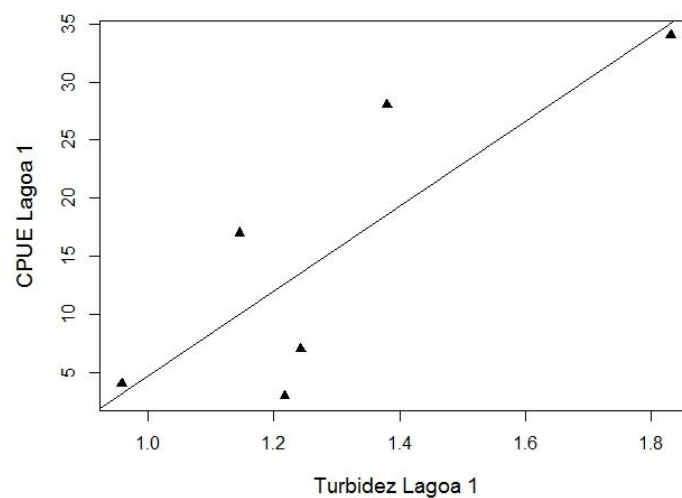


Figura 14: Análise de regressão linear simples entre abundância de captura (CPUE) de *S. pappaterra* e a turbidez na lagoa 1, reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Teodoro Sampaio, SP.

4. DISCUSSÃO

A presença de *S. pappaterra* se tornou muito comum nos reservatórios na bacia do Alto rio Paraná, um dos vetores foi devido à construção da barragem do reservatório de Itaipu, cujo Salto de Sete Quedas atuava como uma barreira física natural para a referida espécie (Cecilio *et al.*, 1997; Langeani *et al.*, 2007) e outro vetor, foram os escapes acidentais oriundo das pisciculturas, onde a espécie é cultivada, no caso da bacia do rio Paranapanema (Langeani *et al.*, 2007; Britton & Orsi, 2012; Vitule *et al.*, 2012).

Os espécimes do estudo apresentaram comprimento padrão maiores do que indivíduos em seu local de origem, no reservatório de Manso, rio Cuiabá (Casemiro *et al.*, 2008). Do mesmo modo, apresentaram tamanhos maiores onde também são introduzidos, no reservatório de Rosana, rio Paranapanema (Ferrareze & Nogueira, 2011; Casatti *et al.*, 2003) e no reservatório de Itaipu, rio Paraná (Moussa, 2012; Gois *et al.*, 2015).

Com os resultados obtidos para o total de exemplares, observou-se que os machos atingiram maiores comprimentos que as fêmeas, resultados similares foram observados no estudo realizado por Fernandes *et al.*, (2008), no qual, os indivíduos machos de *S. pappaterra* apresentaram tamanho maior que as fêmeas no reservatório de Itaipu. Este fato é justificado por Gurgel *et al.*, (2011), que relatou que as fêmeas de ciclídeos gastam mais energia durante o processo reprodutivo, enquanto os machos investem a energia no crescimento.

Entre os ciclídeos é comum o crescimento maior nos machos que nas fêmeas, os indivíduos maiores tendem a vencer encontros agressivos com outros machos da mesma espécie, conseguindo então, manter território de melhor qualidade e consequentemente obtendo melhor e maior acesso às fêmeas e alcançar maior sucesso reprodutivo (Fryer & Iles 1972; Chelappa *et al.*, 1999; Cacho *et al.*, 2006). Nikolski (1963) observou que os machos tendem a serem maiores devido ao cuidado parental, para defenderem a prole contra predadores e consequentemente sucesso na sobrevivência dos mesmos (Sargent 1997; Hartz *et al.*, 1998). Tais características podem dar condições à *S. pappaterra* de conseguir manter os comportamentos de origem para a nova biota, podendo ser um benefício na invasão das lagoas estudadas.

Conhecer a relação entre os machos e fêmeas é de grande importância para caracterizar a estrutura de uma população ou de uma espécie, e também subsidiar

informações sobre o potencial de reprodução da espécie ou da população (Vazzoler, 1996). Diante disso, a proporção sexual observada de 1:1 entre machos e fêmeas para *Satanoperca pappaterra* está dentro da razão teórica esperada, provando que não houve sobreposição entre machos e fêmeas e vice-versa no presente estudo. Uma questão que pode indicar um relativo sucesso da espécie na biota receptora.

No entanto, ao longo do ciclo de vida dos peixes, diversos fatores podem atuar na proporção de sexual da espécie, por exemplo, o comportamento, o crescimento e a taxa de mortalidade (Vazzoler, 1996). A proporção observada entre os sexos nas amostragens sugere que os machos e fêmeas possam estar sempre juntos no ambiente, característica que pode estar favorecendo o processo reprodutivo de *S. pappaterra* nas lagoas estudadas e consequente estabelecimento da mesma na área.

O comprimento de primeira maturação está intimamente relacionado ao crescimento e apresenta variações intraespecíficas espaciais e temporais relacionadas às condições ambientais abióticas e bióticas (Vazzoler, 1996). Segundo o mesmo autor, a partir do momento em que os espécimes atingem o comprimento de primeira maturação, as variáveis ambientais passam a atuar sobre os indivíduos, de modo que as condições favoráveis na época da desova como a disponibilidade de oxigênio dissolvido e alimento, podem proporcionar a sobrevivência e crescimento dos juvenis.

O tamanho de primeira maturação gonadal de machos e fêmeas de *S. pappaterra* já foram registrados com média de 8.1 cm (Suzuki *et al.*, 2004), porém no presente estudo, a média do tamanho de primeira maturação foi de 15,1 cm. De tal modo, conclui-se que os parâmetros abióticos e bióticos (fontes de recursos) das lagoas oferecem condições para uma reprodução “tardia” (investimento maior em crescimento somático) comparada ao tamanho de primeira maturação, e que a população de *S. pappaterra* está adaptada às condições limnológicas presentes nas mesmas, já que os peixes de pequeno porte possuem habilidade de atingir a maturação gonadal em ambientes em que a disponibilidade de alimento é limitada (Wootton, 1992).

Atualmente a análise histológica das gônadas de peixes é de suma importância, pois se pode ter maior confiabilidade e garantir as condições e o desenvolvimento das mesmas (Shinozaki-Mendes *et al.*, 2013; Perez, 2014), já que na avaliação macroscópica, pode ocorrer erros sobre alguns processos que ocorrem no interior das gônadas que não são possíveis de visualizar a olho nu (Vazzoler, 1996).

Os resultados histológicos possibilitou observar a presença de indivíduos com gônadas esgotadas em todas as estações do ano, denotando que *S. pappaterra* desovou

pelo menos quatro vezes durante o estudo, assim como observado por Keenleyside, 1991, onde algumas espécies de ciclídeos desovam quatro vezes por ano. O estudo de um ciclídeo invasor no Pantanal evidenciou que a presença de gônadas maduras e esgotadas em uma população, indica claramente o estabelecimento da mesma, assim como observado no presente estudo (Rezende *et al.*, 2008).

Entretanto, o período de atividade reprodutiva intensa ocorreu de forma inesperada, durante o período do inverno de 2016, de modo que, antecedeu e não houve sincronia com a época de reprodução da maioria dos peixes do Baixo e Médio rio Paranapanema (Orsi *et al.*, 2016). Segundo Lowe-McConnell (1969), essa capacidade de alterar o período de desova garante a sobrevivência da espécie, assim, essa característica faz com que não haja sobreposição de outras espécies na competição por alimento e habitat. Resultados que indicam ser uma estratégia reprodutiva para o sucesso de estabelecimento da população de *S. pappaterra* nesse novo ambiente.

Um dos mais importantes atributos no estudo das populações de peixes é a relação peso-comprimento, fornecendo bases fundamentais para o estudo do ciclo de vida de uma espécie, estimando o peso, a partir do comprimento conhecido e ao contrário (Vazzoler, 1996). As estimativas fornecem indicações sobre o bem estar do peixe, o acúmulo de gordura, desenvolvimento das gônadas, conseqüentemente o período reprodutivo, o tamanho de primeira maturação e o tipo de crescimento (Rossi-Wongtschowski, 1971; Vazzoler, 1996).

Diversos fatores podem influenciar na relação peso/comprimento de uma população ou indivíduo, como a alimentação (quantidade e qualidade), o sexo, a maturidade das gônadas, a idade e a temperatura (Dulcic & Glamuzina, 2004). A estimativa do crescimento de *S. pappaterra* assumiu o valor aproximadamente a 3,0, tratando-se de um peixe do tipo de crescimento isométrico, isso significa que o incremento em peso acompanha paralelamente o crescimento (Orsi *et al.*, 2002), resultados similares foram vistos na bacia do rio Paraná, onde *S. pappaterra* também é introduzida, como observado no trabalho de Yamada *et al.*, (2008). Assim pressupõe que o ambiente, no caso as lagoas estudadas, estão suprindo as condições ideais para o bem estar e estabelecimento da população de *S. pappaterra*.

O fator de condição relativo (Kn) é um indicador do grau de higidez ou de bem estar do peixe, que está refletido nas condições nutricionais recentes dos indivíduos, podendo também refletir no período de reprodução da população (Vazoller, 1996). O fator de condição relativo junto com a relação peso/comprimento varia de acordo com o

tempo que as espécies foram introduzidas, com as características do ambiente, tamanho da população, interações intra e interespecíficas e a maturidade sexual (Gomiero *et al.*, 2008).

Para a população de *S. pappaterra* constatou-se que não houve diferença significativa entre os sexos analisados, que ambos os sexos encontravam-se, em média, com o peso igual ou similar ao teoricamente esperado ($K_n=1,0$). Valores semelhantes foram registrados por Yamada *et al.*, (2008), no reservatório de Itaipu. Portanto, pode-se concluir que os indivíduos de ambos os sexos possam estar explorando de forma eficaz as lagoas estudadas apresenta eficiência na conversão alimentar e dessa forma apresenta uma boa higidez ao ambiente ocupado.

Na distribuição das classes de comprimento, observar-se que a *S. pappaterra* foi capturada entre as classes de 8,0 a 20,0 cm, sendo que a quinta classe (14,0 – 15,5 cm) teve maior representatividade (41,9%). Essa classe também teve predomínio em um estudo realizado no reservatório de Nova Avanhandava, Baixo rio Tietê, onde a espécie também é introduzida (Vidotto, 2005).

A presença de diversas classes de tamanho (juvenis e adultos) em uma população pode significar a presença de grupos etários coexistindo no mesmo espaço e tempo (Orsi *et al.*, 2004), indicando que o ambiente, no caso as lagoas estudadas, fornecem condições favoráveis ao desenvolvimento dos mesmos. Segundo Suzuki *et al.*, (2004) a primeira maturação gonadal de ambos os sexos de *S. pappaterra* se inicia antes dos indivíduos alcançarem 10 cm de comprimento. Através dos resultados e de acordo com Suzuki *et al.*, (2004) pode-se afirmar que essa classe de tamanho, que obteve maior número absoluto de indivíduos é constituída por adultos. Portanto, isso significa que ocorrem adultos já capazes de formar e estabelecer populações viáveis, e podendo indicar uma invasão consolidada.

Segundo Breda *et al.*, (2005) as nadadeiras caudais dos Perciformes são altamente flexíveis, movimentando os raios o tempo todo e em fase oposta, isto é, apresentam manobras melhores, podendo ter mais chance de escaparem das redes de espera e bom desempenho de escapar de possíveis predadores (Gerstner, 1999; Casemiro *et al.*, 2008). Em ciclídeos, uma das principais características sensoriais é a acuidade visual, uma vantagem para a detecção de todos os aspectos do ambiente visual, incluindo predadores, presas, ou coespecíficos (Fernald, 1984; Collin & Trezine, 2004).

A maior abundância de indivíduos amostrados ocorreu no mês de fevereiro de 2016, na qual apresentou relação positiva com a turbidez e negativa com a

transparência. Essa maior captura está relacionada ao alto nível pluviométrico que a região recebeu em janeiro, sendo mais de 220 mm de chuva (Instituto Agrônômico do Paraná, 2017), um dos maiores valores já registrados para esse período na região. Provavelmente ocorreu a chegada de material alóctone e ressuspensão de sedimentos (aumentou o nível de turbidez e reduziu a transparência), conseqüentemente diminuiu a visibilidade, fato que levou ao aumento da disponibilidade de alimentos, ampliação dos habitats de desova e abrigo e acarretou no aumento da atividade de forrageamento de *S. pappaterra* e fez com que os mesmos emaranhassem nas redes.

No Brasil, muitas espécies de peixes são introduzidas em reservatórios formados pelas barragens de usinas hidrelétricas, onde as mesmas reproduzem e proliferam-se rapidamente (Agostinho *et al.*, 2008; Barros *et al.*, 2012). A introdução de uma nova espécie, com hábito alimentar e comportamento reprodutivo semelhante àquelas já presentes no ambiente, pode ocasionar o deslocamento das espécies locais e até hibridação (Futuyma, 1992, Agostinho *et al.*, 2007). Este fato foi observado por Marques *et al.*, (2008) no reservatório de Ilha Solteira, SP e por Gois *et al.*, (2015) na planície de inundação do Alto rio Paraná e ao longo do reservatório de Itaipu, onde a introdução de um ciclídeo não nativo gerou efeitos negativos (aquisição por recurso alimentares e defesa de território) e reduziu a população de outras espécies da mesma família.

Segundo Lowe-McConnell (1999), em ciclídeos, por ser um grupo territorialista, pode haver maior competição pelo espaço para reprodução do que pelo alimento. Além disso, os atributos populacionais e o conjunto de características morfológicas e reprodutivas vistos para *S. pappaterra*, como: tamanho corporal, boca do tipo subterminal, hábito alimentar, preferência por ambientes lânticos e desova parcelada também são vistos em *Geophagus brasiliensis*, espécie nativa para o reservatório de Rosana. Neste contexto, pressupõe-se que a espécie não nativa esteja deslocando a população da espécie nativa das lagoas estudadas, já que indivíduos da espécie nativa foram amostrados em outros estudos em lagoas marginais do reservatório de Rosana, e no presente estudo não ocorreram capturas durante as amostragens (Keenleyside, 1991; Hartz *et al.*, 1998; Hahn & Cunha, 2005; Cassemiro, 2008; Sampaio & Goulart, 2011).

5. CONCLUSÃO

Evidenciou-se mediante aos atributos estimados que a população de *S. pappaterra* encontra-se estabelecida nas lagoas do estudo, na área de influência do reservatório de Rosana. Fato que classifica a mesma na categoria de invasora e com possibilidade de dispersão (estágio final).

As condições ambientais e da biota das lagoas foram favoráveis, o que ocasionou uma facilitação ao estabelecimento da espécie, já que *S. pappaterra* apresentou os atributos biológicos em condições de boas a excelentes, na qual a mesma venceu todas as barreiras ecológicas e biológicas, indicando assim sucesso no estabelecimento e posterior colonização.

Os parâmetros estimados neste estudo podem ser o ponto de partida para estimular futuras ações de programas para reduzir a população de *Satanoperca pappaterra*, bem como as demais espécies invasoras na área de influência do reservatório de Rosana, como ações de um plano de manejo, para auxiliar no processo de minimizar o crescimento e prevenir futuras introduções não somente para a região estudada, como também a áreas adjacentes não invadidas e/ou em outros ambientes aquáticos.

Esse trabalho poderá servir de base para subsidiar estudos e programas de conservação com ênfase e rigor científico a respeito sobre a dispersão, consequente invasão e seus efeitos socioeconômicos e ecológicos de *S. pappaterra* para a bacia do Alto rio Paraná ou Paranapanema.

6. REFERÊNCIAS

AGOSTINHO A. A.; SUZUKI H. I.; SAMPAIO A. A.; BORGES J. D. (1991). Índice de atividade reprodutiva: uma proposta para avaliação da atividade reprodutiva em peixes. In: *Resumos do 9º Encontro Brasileiro de Ictiologia*; 1991; Maringá. Maringá: SBI;. p. 53.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr, H. F.; BORGHETTI, J.R. (1992). Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista UNIMAR* 14: 089- 107.

AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. (1997). *Reservatório de Segredo: Bases Ecológicas para o Manejo*. Maringá: Eduem,. 387 p.

AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., FERNANDEZ, D. R., & SUZUKI, H. I. (2002). Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, 18(3), 299-306.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE F. M. & GOMES. L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 4: 1119-1132.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. & PELICICE, F. M. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem. 501p.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE F. M.; PETRY A. C.; GOMES L. C. & JÚLIO JR H. F. (2007a). Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health Management*, 10(2): 174-186.

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; THOMAZ, S. M (1995). The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (ed.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL.

ALVES, C. B. M., VIEIRA, F., MAGALHÃES, A. L. B., & BRITO, M. F. (2007). Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and

prospects. In *Ecological and genetic implications of aquaculture activities* (pp. 291-314). Springer Netherlands.

BALON, E. K.; CRAWFORD, S. S. & LELEK, A. (1986). Fish communities of the upper Danube river (Germany, Austria) prior to the new Rhein-MainDonau connection. *Environmental Biology Fish.* 15(4): 243-271.

BARROS, L. C.; SANTOS U.; ZANUNCIO J. C. & DERGAM J. A.. (2012). *Plagioscion squamosissimus* (Sciaenidae) and *Parachromis managuensis* (Cichlidae): A threat to native fishes of the Doce river in Minas Gerais, Brazil. *Plos One*, 7: 39138.

BENEDITO-CECÍLIO, E. & AGOSTINHO, A. A. (1997). Estrutura de populações de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES L. C. *Reservatório de segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá: EDUEM, 387p.

BLACKBURN, T. M.; PYSEK, P.; BACHER, S.; CARLTON, J. T.; DUNCAN, R. P. & JAROSÍK, V. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333-339. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023.

BRAGA, F. M. S. (1986). Estudo entre fator de condição e relação peso-comprimento para alguns peixes marinhos. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v. 46, n. 02, p. 339-346.

BREDA, L., DE OLIVEIRA, E. F., & GOULART, E. (2008). Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais v27i4. 1271. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 27(4), 371-381.

BRITTON, J. R., & ORSI, M. L. (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(3), 555-565.

BUCKUP, P. A. (1999). Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. *Oecologia Brasiliensis*, 6(1), 3.

CASIMIRO, A. C. R.; GARCIA, D. A. Z.; COSTA, A. D. A.; BRITTON, J. R., & ORSI, M. L. (2017). Impoundments facilitate a biological invasion: Dispersal and establishment of non-native armoured catfish *Loricariichthys platymetopon* (Isbrückler

& Nijssen, 1979) in a neotropical river. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 62, 34-37.

CACHO, M. D. S. R., CHELLAPPA, S., & YAMAMOTO, M. E. (2006). Reproductive success and female preference in the amazonian cichlid angel fish, *Pterophyllum scalare* (Lichtenstein, 1823). *Neotropical Ichthyology*, 4(1), 87-91.

CACHO, M. S. R. F.; YAMAMOTO, M. E.; CHELLAPPA, S (2007). Mating system of the Amazonian cichlid angel fish, *Pterophyllum scalare*. *Brazilian Journal of Biology*, v. 67, n. 1, p. 161-165.

CASATTI, L., MENDES, H. F., & FERREIRA, K. M. (2003). Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(2), 213-222.

CASSEMIRO, F. A. S., RANGEL, T. F. L. V. B., PELICICE, F. M., & HAHN, N. S. (2008). Allometric and ontogenetic patterns related to feeding of a neotropical fish, *Satanoperca pappaterra* (Perciformes, Cichlidae). *Ecology of Freshwater Fish*, 17(1), 155-164.

CECILIO, E. B., AGOSTINHO, A. A., JÚLIO JR, H. F., & PAVANELLI, C. S. (1997). Colonização ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. *Revista Brasileira de Zoologia* 14(1), 1-14.

CESP (1987). *A usina hidroelétrica de Rosana e o Parque Estadual do Morro do Diabo: impactos, conservação e perspectivas*. São Paulo. 77 pp.

CESP (1996). *Aspectos limnológicos, ictiológicos e pesqueiros de reservatórios da CESP no período de 1986 a 1994*. São Paulo: CESP, 1996. 81p.

CHELLAPPA, S.; YAMAMOTO, M. E.; CACHO, M. S. R. F (1999). Reproductive behaviour and ecology of two species of Cichlid fishes. In: AL Val e VMF Val (Eds.). *Biology of Tropical Fishes*, p. 113 – 126

CHELLAPPA, S., CÂMARA, M. R., & VERANI, J. R. (2005). Ovarian development in the Amazonian red discus, *Symphysodon discus* Heckel (Osteichthyes: Cichlidae). *Brazilian Journal of Biology*, 65(4), 609-616.

COLLIN, S. P. & TREZISE, A. E. (2004). The origins of colour vision in vertebrates. *Clinical and Experimental Optometry*, 87(4/5), 217-223.

DIAS, J. F.; PERES-RIO, P. T. C.; CHAVES; C. L. D. B. ROSSI-WONGTSCHOWSKI. Análise Macroscópica dos Ovários de Teleósteos: Problemas de Classificação e Recomendações de Procedimentos. *Revista Brasileira Biologia*. v. 58 n. 1, p. 55-69, 1998.

ECKMANN, R. (1984). Induced reproduction in Brycon cf. erythropterus. *Aquaculture*, 38(4), 379-382.

ENERGY, D. (2002). *Relatório para licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Chavantes*. v. 1.

DULCIC, J. & GLAMUZINA, B. (2006). Length-weight relationships for selected fish species from threeeastern Adriatic estuarines systems (Croatia). *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 254-256.

ESCHMEYER, W. N.; R. FRICKE, & R. VAN DER LAAN. (2017). "Catalog of fishes: genera, species, references." 389-391

FELDBERG, E.; PORTO J. I. R. & BERTOLLO L. A. C. (2003). Chromosomal changes and adaptation of cichlid fishes during evolution, in Fish adaptation. Editado por A. L. Val & B. G. Kapoor, pp. 285-308. New Dehli & New York: *Science Publishers*.

FERNALD, R. D. (1984). Vision and Behavior in an African Cichlid fish: Combining behavioral and physiological analyses reveals how good vision is maintained during rapid growth of the eyes. *American Scientist*, 72(1), 58-65.

FERNANDES, R.; AMBRÓSIO, A. M. & OKADA, E. K. (2008). Idade e crescimento de *Satanoperca pappaterra* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Itaipu, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 24, 445-450.

FERRAREZE, M. & NOGUEIRA, M. G. (2011). Importance of lateral lagoons for the ichthyofauna in a large tropical reservoir. *Brazilian Journal Biology*. vol.71, n.4, pp. 807-820. ISSN 1519-6984.

FRYER, G., & ILES, T. D. (1972). *Cichlid fishes of the great lakes of Africa*.

FUTUYMA, D. J. (1992). *Biologia evolutiva*. 2 ed. Ribeirão Preto. Sociedade Brasileira de Genética.

GERSTNER, C. L. (1999). Maneuverability of four species of coral-reef fish that differ in body and pectoral-fin morphology. *Canadian Journal of Zoology*, 77: 1102-1110.

GOIS, K. S.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C., & AGOSTINHO, A. A. (2015). Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Paraná River: facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. *Hydrobiologia*, 746(1), 401-413.

GOMIERO, L. M.; JUNIOR, G. A. V.; & NAOUS, F. (2008). Relação peso-comprimento e fator de condição de *Cichla kelberi* (Perciformes, Cichlidae) introduzidos em um lago artificial no Sudeste brasileiro. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 30(2), 173-178.

GOZLAN, R. E. (2008). Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*. v. 9, p. 106-115, 2008.

GRACA, W. J. & PAVANELLI, C. S. (2007). *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Universidade Estadual de Maringá.

GURGEL, DE LIMAL., VERANI, J. R., DE ARRUDA CÂMARA, F. R., BARROS, N. H. C., & CHELLAPPA, S. (2011). Ecologia reprodutiva de *Cichlasoma orientale* (Osteichthyes: Cichlidae), um peixe endêmico do semi-árido brasileiro. *Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)*, 1(2), 36-44.

HAHN, N. S., FUGI, R., & ANDRIAN, I. D. F. (2004). Trophic ecology of the fish assemblages. *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, 247-269.

HAHN, N. S., & CUNHA, F. (2005). Feeding and trophic ecomorphology of *Satanoperca pappaterra* (Pisces, Cichlidae) in the Manso reservoir, Mato Grosso state, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(6), 1007-1012.

HARTZ, S. M., BRUSCHÍ, J., & FORINEBI, M. (1998). Idade e crescimento de *Gymnogeophagus lacustris* Reis & Malabarba, um Cichlidae endêmico da bacia hidrográfica do rio Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(3), 605-612.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). *Monitoramento / Médias Históricas, Temperatura, umidade relativa, precipitação, evaporação e insolação*. Acesso abril de 2017.

KEENLEYSIDE, M. H. A. (1991). Cichlid fishes. Behaviour, ecology and evolution. Chapman & Hall, *Fish and Fisheries Series 2*, London & other cities, xxi+378 pp.

KORNFIELD, I.L., (1978). Evidence for rapid speciation in cichlid fishes. *Experientia*, 34:335-336.

KULLANDER, S.O. (2003). *Family Cichlidae (Cichlids)*. In *Check list of the freshwater fishes of South and Central America* (R.E. Reis, S.O. Kullander & C.J. Ferraris Jr., orgs.). Edipucrs, Porto Alegre, p. 605-654.

LANGANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S. & CASATTI, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 181-197.

LE CREN, E. D. (1951). The length - weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *J. Anim. Ecol.*, Oxford, v. 20, p. 201-219.

LIMA, Jr., D. P., PELICICE F. M., VITULE J. R. S. & AGOSTINHO A. A., (2012). Aquicultura, política e meio ambiente no Brasil: Novas propostas e velhos equívocos. *Natureza & Conservação* 10: 1-4.

LOWE-McCONNELL, R. H. (1969). Speciation in tropical freshwater fishes. *Biological Journal of the Linnean society*, 1(1-2), 51-75.

LOWE-McCONNELL, R. H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. In *Coleção Base*. Edusp.

MAACK, R. (1981). *Geografia Física do Estado do Paraná*. Curitiba, 450p.

MAACK R., SIMBERLOFF D., LONSDALE M., EVANS H., CLOUT M. & BAZZAZ F. (2000). Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.

MAGALHÃES, A. L. B. & JACOBI, C. M. (2013b). Invasion risks posed by ornamental freshwater fish trade to southeastern Brazilian rivers. *Neotropical Ichthyology* 11: 433–441.

MARQUES, H., DIAS, J. H. P., BELMONT, R. A. F., & BOCCARDO, A. S. (2008). Efeitos da introdução de *Geophagus proximus* e *Satanoperca pappaterra* (Perciformes, Cichlidae) na pesca profissional no reservatório de Ilha Solteira, alto rio Paraná. *II Encontro de Ciências da Vida, UNESP, Ilha Solteira, SP* [<http://www.feis.unesp.br/Home/Eventos/encivi/iiencivi-2008/hugo-marques.pdf>]. Accessed March, 29, 2014.

MOUSSA, M. A. (2012). *Atividades de resgate de peixes em unidades geradoras da usina hidrelétrica de Itaipu*.

MORLEY, J. I., & BALSHINE, S. (2002). Faithful fish: territory and mate defence favour monogamy in an African cichlid fish. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 52(4), 326-331.

MOYLE, P. B., & LEIDY, R. A. (1992). Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. In *Conservation biology* (pp. 127-169). Springer US.

NIKOLSKI, G. V. (1963). The ecology of fishes. *Academic Press, London Norris DO, Camp JM, Maldonado TA, Woodling JD (2000) Some aspects of hepatic function in feral brown trout, Salmo trutta, living in metal contaminated water. Comp Biochem Physiol C, 127, 7178 Querol*.

NISHIZAWA, E., KUROKAWA, T. & YABE, M. (2006). Policies and resident's willingness to pay for restoring the ecosystem damaged by alien fish in Lake Biwa, Japan. *Environmental Science and Policy* 9, 448–456.

NOGUEIRA, M. G., JORCIN, A., VIANNA, N. C., BRITTO, Y. C. T., & CIRELLI, A. (2002). Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), Brasil. *El Água en Iberoamérica*, 91-106. ODUM, E. P. (1988). *Ecologia*. Rio de Janeiro, Ed. Guanabara Koogan, II+434p.

NOGUEIRA, M. G., JORCIN, A., VIANNA, N. C., & BRITTO, Y. C. T. (2006). Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos): Um estudo de caso no rio

Paranapanema (SP/PR). *Ecologias de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistema em cascata*. São Carlos: Rima, 83-125.

NOVAES, J. L. C.; CARAMASCHI, E. P.; WINEMILLER, K. O. (2004). Feeding of *Cichla monoculus* spix, 1829 (Teleostei: Cichlidae) during and alter reservoir formation in the Tocantins river, Central Brazil. *Acta limnológica. Bras.*, 16(1): 41-9.

ORSI, M. L. & AGOSTINHO, A. A. (1999). Introdução de peixes por escape acidental de tanques de cultura em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 16(2): 557-560.

ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. & SILVA-SOUZA, A. T. (2002). Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (eds). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, PR, p. 425-432.

ORSI, M. L., CARVALHO, E. D., & FORESTI, F. (2004). Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Brutti & Britski (Teleostei, eleostei, eleostei, Characidae) do médio Rio Paranapanema, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2), 207-218.

ORSI, M. L. (2010). *Estratégias reprodutivas de peixes: Estratégias reprodutivas de peixes da região média-baixa do Rio Paranapanema, reservatório de Capivara*. Ed. Blucher. 115pp.

ORSI, M. L. & BRITTON J. R. (2014). Long-term changes in the fish assemblage of a Neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of Fish Biologyn*, 84(6), 1964-1970

ORSI, M. L.; ALMEIDA, F. S. DE; SWARÇA, A. C.; CLARO-GARCÍA, A.; VIANNA, N. C.; GARCIA, D. A. Z.; BIALETZKI, A. Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Paranapanema uma avaliação para a conservação. Assis: Triunfal Gráfica e Editora, 2016. p. 136.

ORTEGA, J. C.; JÚLIO JR, H. F.; GOMES, L. C. & AGOSTINHO, A. A. (2015). Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 746(1), 147-158.

- PELICICE, F. M., VITULE, J. R. S., LIMA JUNIOR, D. P., ORSI, M. L., & AGOSTINHO, A. A. (2014). A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7(1), 55-60.
- PEREIRA, T. S. B., MOREIRA, R. G., & BATLOUNI, S. R. (2013). Dynamics of ovarian maturation during the reproductive cycle of *Metynnis maculatus*, a reservoir invasive fish species (Teleostei: Characiformes). *Neotropical Ichthyology*, 11(4), 821-830.
- PEREZ, I. L. B. (2014). *Biologia reprodutiva de Cyphocharax modestus (Characiformes: Curimatidae) no rio Taquari (alto rio Paranapanema), São Paulo, Brasil*. (Masters dissertation, Universidade Estadual Paulista–UNESP, Botucatu (SP)).
- RESENDE, E. K., MARQUES, D. K. S., & FERREIRA, L. K. S. G. (2008). A successful case of biological invasion: the fish *Cichla piquiti*, an Amazonian species introduced into the Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 799-805.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. (1977). Estudo das variações da relação peso total/comprimento total em função do ciclo reprodutivo e comportamento de *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879) da costa do Brasil entre 23°S e 28°S. *Rev. Inst. Oceanogr.*, 26:131-180, 1971.
- SAMPAIO, A. L. A. & E. Goulart. (2011). Ciclídeos neotropicais: ecomorfologia trófica. *Oecologia Australis*, 15: 775-798.
- SAMPAIO, T. (1944). Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto Geográfico e Geológico*, v. 2, n. 3, p. 30-81.
- SANTOS, E. P. (1978). *Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura*. São Paulo: EDUSP, p.129.
- SARGENT, R. C. (1997). Parental care. *Behavioural ecology of teleost fishes*. Oxford University Press, Oxford, 292-315.
- SHINOZAKI-MENDES, R. A.; SANTANDER-NETO, J.; SILVA, J. R. F.; AND HAZIN, F. H. V.(2013). Gonad maturation of *Haemulon plumieri* (Teleostei: Haemulidae) in Ceará state, Northeastern Brazil. *Brazilian Journal Biology*, vol. 73, no. 2, p. 383-390.

SIMBERLOFF, D. (2000). Non indigenous species: a global threat to biodiversity and stability. *Nature and human society: the quest for a sustainable world*. National Academy Press, Washington, DC, 325-334.

SIMBERLOFF, D. (2013). Invasive species: what everyone needs to know. *Oxford University Press*, New York, pp. 300.

SOKAL, R. R., & ROHLF, F. J. (1995). *Biometry: the principles of statistics in biological research*.

STURGES, H. A. (1926). The choice of a class interval. *Journal of the american statistical association*, 21(153), 65-66.

SUZUKI, H. I. & AGOSTINHO, A. A. (1997). Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES L. C. *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá: EDUEM, pag.389.

SUZUKI, H. I.; VAZZOLER, A. E. A. de M.; MARQUES, E. E.; LIZAMA, M. de los A. P.; INADA, P. (2004). Reproductive ecology of the fish assemblage. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers. p. 271-292.

TAKASHIMA, F., & HIBIYA, T. (1995). *An atlas of fish histology: normal and pathological features*.

THOMPSON, K.W. (1979). Cytotaxonomy of 41 species of Neotropical Cichlidae. *Copéia* 1979: 679-691.

VAZZOLER, A. E. A. M. 1982. *Manual and methods for biological study of fish populations. Reproduction and growth*. CNPq, 106p.

VAZZOLER, A. E. A. M. (1996). *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: Eduem. 169 p.

VIDOTTO, A. P. (2005). *Estrutura da comunidade de peixes do reservatório de Nova Avanhandava (baixo rio Tietê SP), com ênfase na dinâmica populacional e dieta das espécies introduzidas* (Doctoral dissertation, Masters dissertation, Universidade

VIEIRA, A. B. C., L. F. SALVADOR-JR., R. M. C. MELO, G. B. SANTOS & N. BAZZOLI (2009). Reproductive biology of the peacock bass *Cichla piquiti* (Perciformes: Cichlidae), an exotic species in a Neotropical reservoir. *Neotropical Ichthyology*, 7: 745-750.

VITOUSEK, P.M.; D'ANTONIO, C.M.; LOOPE, L.L. & WESTBROOKS, R. (1996). Biological invasions as global environmental change. *American Scientist, Res Triangle Pk*, 84: 468-478.

VITULE, J. R. S.; FREIRE, C. A. & SIMBERLOFF, D. (2009). Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, Malden, 10: 98-108.

VITULE, J. R. S.; SKÓRA, F. & ABILHOA, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18 (2), 111-120.

ZILLER, S. R. (2007). Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. *Natureza & Conservação*, 5, 16-22.

WATSON, D. J., & BALON, E. K. (1984). Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25(3), 371-384.

WOOTON, R. J. (1992). *Fish Ecology*. United Kingdom: Chapman & Hall, 212 p.

YAMADA, F. H., TAKEMOTO, R. M., & PAVANELLI, G. C. (2008). Relação entre fator de condição relativo (Kn) e abundância de ectoparasitos de brânquias, em duas espécies de ciclídeos da bacia do rio Paraná, Brasil.. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 30(2), 213-217.