

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
CAMPUS DE BOTUCATU

**COMUNIDADES DE HELMINTOS PARASITOS DE *Steindachnerina insculpta* E  
*Astyanax fasciatus* COMO INDICADORAS DE IMPACTO AMBIENTAL NO RIO  
TAQUARI, SÃO PAULO**

*Aline Angelina Acosta*

Botucatu  
2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”  
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS  
CAMPUS DE BOTUCATU

**COMUNIDADES DE HELMINTOS PARASITOS DE *Steindachnerina insculpta* E  
*Astyanax fasciatus* COMO INDICADORAS DE IMPACTO AMBIENTAL NO RIO  
TAQUARI, SÃO PAULO**

*Aline Angelina Acosta*

**Orientador: Prof. Adj. Reinaldo José da Silva**

**Coorientador: Prof. Adj. Edmir Daniel Carvalho**

Dissertação apresentada ao Instituto de  
Biotecnologia – UNESP – Campus de Botucatu,  
como parte dos requisitos exigidos para a  
obtenção do título de Mestre em Ciências  
Biológicas, Área de concentração: Zoologia.

Botucatu

2013

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.  
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP  
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: **ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE**

Acosta, Aline Angelina.

Comunidades de helmintos parasitos de *Steindachnerina insculpta* e *Astyanax fasciatus* como indicadores de impacto ambiental no rio Taquari, São Paulo / Aline Angelina Acosta. – Botucatu : [s.n.], 2013

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Reinaldo José da Silva

Capes: 21302022

1. *Astyanax* (Peixe). 2. *Steindachnerina*. 3. Impacto ambiental – Avaliação. 4. Indicadores (biologia). 5. Reservatórios. 6. Helminto.

Palavras-chave: *Astyanax fasciatus*; Bioindicadores; Impacto ambiental; Monogenóides; Reservatórios; *Steindachnerina insculpta*.

## *Feeling Good*

*Birds flying high you know how I feel  
Sun in the sky you know how I feel  
Breeze driftin' on by you know how I feel*

*It's a new dawn  
It's a new day  
It's a new life  
For me  
And I'm feeling good*

*Fish in the sea you know how I feel  
River running free you know how I feel  
Blossom on the tree you know how I feel*

*Dragonfly out in the sun you know what I mean, don't you know  
Butterflies all havin' fun you know what I mean  
Sleep in peace when day is done  
That's what I mean*

*And this old world is a new world  
And a bold world  
For me*

*Stars when you shine you know how I feel  
Scent of the pine you know how I feel  
Oh freedom is mine  
And I know how I feel*

*It's a new dawn  
It's a new day  
It's a new life  
For me  
And I'm feeling good*

*(Anthony Newley and Leslie Bricusse, 1965)*

*Dedico esta dissertação à minha família e amigos,  
que demonstraram todo seu amor e carinho  
por mim durante a elaboração deste trabalho.*

*Be kind, for everyone you meet is fighting a hard battle.  
(John Watson)*

*Agradecimentos*

---

*Agradeço a Deus por ter me dado mais uma vida, e a chance de fazer tudo diferente e melhor de agora em diante.*

*Aos meus pais, Ana Luiza e Amílton, por nunca deixarem que eu desista dos meus objetivos, e pela imensurável coragem que me serve de exemplo todos os dias.*

*Aos meus irmãos, Adam, Alana, Ariane e Taciane por me fazerem lembrar que eu não devo parar de lutar porque grande parte dessa luta é por eles.*

*Aos meus tios Ernesto, Patrícia, Adriane e Marcos, por toda a ajuda e por cuidarem de mim sempre que preciso.*

*A família Fludziński - Paweł, Lou e Nya - por terem me acolhido em sua casa, por me tornarem parte da família, e por tudo o que vocês fizeram por mim; sei que nunca serei capaz de retribuir na mesma dimensão; sou muito abençoada por vocês terem surgido em minha vida. Também agradeço a Nonna, Eillen e Ray por me aceitarem como parte da família.*

*Ao Prof. Reinaldo José da Silva, por seu papel tanto de orientador quanto de amigo, por todo o apoio e por ter acreditado em mim, mesmo nos vários momentos que eu mesma não acreditei. Ao meu co-orientador, Prof. Edmir Daniel Carvalho, que me deu a primeira oportunidade de ingresso na pós-graduação.*

*Ao pessoal do Laboratório de Biologia e Ecologia de Peixes (LABECO) e ao técnico Ricardo Teixeira, por terem me acolhido, por todo o apoio nas coletas, e pelos vários momentos de descontração que me fizeram gostar cada vez mais do que faço.*

*Ao pessoal do Laboratório de Parasitologia de Animais Silvestres, por toda a ajuda, compreensão e amizade, podem contar comigo sempre!*

*Ao Rodney, Vanessa e Fábio pela ajuda na identificação das espécies.*

*Ao Heleno, Jaciara, Lidiane Franceschini e Aline Zago e Natália por estarem sempre dispostos a ajudar quando precisei.*

*A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), e a FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo), pelo auxílio financeiro para a realização desta pesquisa.*

*As pessoas mais que especiais na minha vida, que são minha família: Mariana, Priscilla, Jamile, Daniela, Katharine e Jairon muito obrigada por tudo, e principalmente por todo o apoio nestes últimos dias que corri o risco de não estar mais entre vocês, amo vocês!*

*Ao Drausio, Gyslaine, Otilie, Aline Aguiar, Lidiane Firmino, Érica e Alisson por toda ajuda durante o mestrado, e principalmente neste período de fase final e de vários imprevistos que surgiram. Muito obrigada!*

*Ao pessoal do Nebbecc, em especial a Samara e Douglas por me aturarem em sua casa, a Paloma por ter me acolhido em Botucatu, a Katia, Ariadne, Gari, Xuxa, Bollã e Thiago, pelos momentos de descontração, e aos Professores Maria Lúcia e Adilson Fransozo pela hospitalidade.*

*Aos integrantes da República 5 de paus, pelas festas, churrascos e almoço de domingo, afinal diversão também é parte da vida.*

*A Karen e ao Chico, por toda a compreensão durante a elaboração deste trabalho.*

*Aos amigos Rafael Rocco, Marcos, Dahiane, Paulo, Viviane, Ana Emília, Rosângela, Ana Paula, Cristiane, Adson, Livia, Cintia e Limão, os quais compartilharam muitos momentos bons e ruins comigo, obrigada por fazerem parte da minha vida.*

*Aos funcionários do Departamento de Parasitologia, Morfologia e Setor da Pós-graduação.*

*Finalmente, agradeço a todos que contribuíram direta ou indiretamente com este trabalho.*

## SUMÁRIO

Resumo	01
Abstract	02
Introdução geral	03
A energia hidroelétrica no Brasil	03
O reservatório de Jurumirim, Bacia do Paraná	04
Impacto dos represamentos	06
Parasitas de peixe como indicadores de impacto ambiental	08
Determinação das espécies indicadoras de impacto ambiental	10
Referências	12
Artigo: Comunidades de helmintos de <i>Steindachnerina insculpta</i> e <i>Astyanax fasciatus</i> como indicadores de impacto ambiental no rio Taquari, São Paulo	22
Introdução	23
Material e métodos	24
Área de estudo	24
Procedimento de campo e laboratório	27
Análise estatística	27
Resultados	28
<i>Steindachnerina insculpta</i>	28
Comparação entre os trechos lótico e lêntico	38
<i>Astyanax fasciatus</i>	43
Comparação entre os trechos lótico e lêntico	51
Discussão	57
Referências	66

## RESUMO

Os represamentos estão entre as atividades antrópicas que causam mais danos na bacia do Paraná, como a desestruturação de comunidades aquáticas e transferência de parasitas. Os peixes apresentam uma maior quantidade e variedade de parasitas do que qualquer outra classe de vertebrados. Os parasitas indicam vários aspectos da biologia de seus hospedeiros, assim alterações na biodiversidade de comunidades parasitárias podem ser utilizadas como indicadoras da saúde de sistemas ecológicos. O objetivo deste estudo foi avaliar a helmintofauna de *Steindachnerina insculpta* e *Astyanax fasciatus* no rio Taquari, tributário da represa de Jurumirim, São Paulo, e verificar se alguma das espécies de helmintos pode atuar como bioindicadora de impacto ambiental. As amostragens dos peixes hospedeiros *S. insculpta* e *A. fasciatus* foram compostas de 60 espécimes para cada espécie, com 30 indivíduos coletados no trecho lótico e 30 no trecho lêntico. Para *S. insculpta* foram recuperados os monogenóides: *Anacanthoroides mizelli*, *Diaphorocleidus kabatai*, *Urocleidoides* sp., e *Euryhaliotrema chaoi*; o digenético *Sphincterodiplostomum musculosum* e metacercárias não identificadas; o nematoide *Travnema travnema* e larvas não identificadas, e o acantocéfalo *Gorytocephalus plecostomorum*. Para *A. fasciatus* os monogenóides: *Cacatuocotyle paranaensis*, *Characithecium costaricensis*, *Diaphorocleidus kabatai*, *Jainus* sp., *Notozothecium* sp. e *Gyrodactylus* sp.; o digenético *Antorchis lintoni* e metacercárias não identificadas; o nematoide *Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus* e larvas não identificadas. Para *S. insculpta* tanto a prevalência de monogenóides total ( $z = 3,14$ ;  $p = 0,002$ ) e *A. mizelli* ( $z = 3,879$ ;  $p \leq 0,001$ ) como a abundância média de monogenóides total ( $U = 642,0$ ;  $p \leq 0,001$ ) e *A. mizelli* ( $U = 623,5$ ;  $p \leq 0,001$ ) foram maiores no trecho lêntico. Para *A. fasciatus* a abundância média de monogenóides total ( $U = 1053$ ;  $p = 0,042$ ) e *C. costaricensis* ( $U = 1107$ ;  $p = 0,005$ ) foi maior no trecho lótico. *Steindachnerina insculpta* e seus monogenóides compõem um conjunto que pode ser utilizado para investigação de impacto ambiental, como demonstrado no presente estudo. No entanto, é possível que algum outro fator desconhecido da biologia de *A. fasciatus* esteja influenciando nas taxas de infestação dos monogenóides.

Palavras-chave: reservatórios; *Steindachnerina insculpta*; *Astyanax fasciatus*; monogenóides, bioindicadores; impacto ambiental.

**ABSTRACT**

Impoundments are among the most damaging anthropic action upon Parana river basin, such as community structure destruction and parasites transferring. Fishes present the greatest parasites amount and variety compared to any other vertebrate class. Parasites indicate several biology aspects of their hosts, thus alterations in biodiversity of parasite communities may be used as health indicators of ecological system. The aim of this study was to evaluate the helminth fauna of *Steindachnerina insculpta* and *Astyanax fasciatus* in Taquari River, a tributary of Jurumirim Dam, São Paulo State, and verify whether some helminth species may act as bioindicator of environmental impact. The samples of the host fishes *S. insculpta* and *A. fasciatus* were composed of 60 specimens for each species, with 30 individuals sampled in a lotic stretch and 30 in a lentic stretch. For *S. insculpta* it was found the monogeneans: *Anacanthoroides mizelli*, *Diaphorocleidus kabatai*, *Urocleidoides* sp., and *Euryhaliotrema chaoi*; the digenean *Sphincterodiplostomum musculosum* and no-identified metacercariae; the nematode *Travnema travnema* and no-identified larvae, and the acanthocephalan *Gorytocephalus plecostomorum*. For *A. fasciatus* the monogeneans: *Cacatuocotyle paranaensis*, *Characithecium costaricensis*, *Diaphorocleidus kabatai*, *Jainus* sp., *Notozothecium* sp. e *Gyrodactylus* sp.; o digenético *Antorchis lintoni* and no-identified metacercariae; the nematode *Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus* and no-identified larvae. For *S. insculpta* the overall prevalence of monogeneans ( $z = 3,14$ ;  $p = 0,002$ ) and *A. mizelli* ( $z = 3,879$ ;  $p \leq 0,001$ ) as well as the mean abundance of total monogeneans ( $U = 642,0$ ;  $p \leq 0,001$ ) and *A. mizelli* ( $U = 623,5$ ;  $p \leq 0,001$ ) were higher in the lentic stretch. For *A. fasciatus* the mean abundance of total monogeneans ( $U = 1053$ ;  $p = 0,042$ ) and *C. costaricensis* ( $U = 1107$ ;  $p = 0,005$ ) was higher in the lotic stretch. *Steindachnerina insculpta* and its monogeneans compose a group that can be used to investigate environmental impact, as showed in this study. However, there might be another unknown biology factor of *A. fasciatus* influencing the infestation rates of monogeneans.

Key words: Reservoir; *Steindachnerina insculpta*; *Astyanax fasciatus*; monogeneans; bioindicator; environmental impact.

## INTRODUÇÃO GERAL

### A energia hidroelétrica no Brasil

O início dos represamentos no Brasil surgiu devido à necessidade de abastecimento e irrigação, principalmente no Nordeste, porém no século XIX alguns desses reservatórios foram destinados à produção de energia elétrica para complementar em pequena escala a produção termelétrica (Agostinho *et al.*, 2007). As usinas hidrelétricas são um marco no desenvolvimento econômico, e são usualmente construídas em regiões populosas nas quais os rios são fundamentais para abastecimento, desporto e pesca comercial (Mérona *et al.*, 2005). O Brasil teve sua primeira usina hidrelétrica construída ainda no reinado de D. Pedro II, no município de Diamantina, utilizando as águas do Ribeirão do Inferno, afluente do rio Jequitinhonha, com 0,5 MW (megawatt) de potência e linha de transmissão de dois quilômetros (ANEEL, 2008). A partir da segunda metade do século XX, iniciou-se o período dos grandes represamentos em várias bacias hidrográficas brasileiras (Zocchi, 2002) para a geração de energia hidrelétrica resultante da crescente demanda desta no país (Tundisi, 1993). Os maiores reservatórios brasileiros, como Sobradinho, Tucuruí, Balbina, Porto Primavera, Serra da Mesa, Furnas, Itaipu, Ilha Solteira e Três Marias, foram construídos após a década de 1960 (Agostinho *et al.* 2007).

O Brasil é um dos maiores detentores do potencial hidrelétrico do mundo, com predominância desta modalidade em sua matriz energética, o restante das fontes de energia no país está distribuído entre fontes eólica, solar e térmica (ANEEL, 2012). Segundo a International Energy Agency (IEA), o Brasil ocupa o segundo lugar no ranking mundial de produção de energia hidroelétrica, sendo responsável por 11,5% da produção mundial (IEA, 2012).

Resultados preliminares do Balanço Energético Nacional (BEN) em 2007 mostram que a hidroeletricidade respondeu por 14,7% da matriz energética brasileira (MME, 2008). De acordo com a Resenha Energética Brasileira, exercício de 2011, elaborada pelo Núcleo de Estudos Estratégicos de Energia do Ministério de Minas e Energia, nos últimos 38 anos houve aumento significativo na participação da energia hidráulica. A Oferta Interna de Energia Elétrica (OIEE) em 2011 chegou a 568,8 TWh (tera-watt hora), 3,3% superior a 2010, destacando-se neste número o aumento de 6,3%

na oferta de energia hidráulica. A preeminência da geração hidráulica acentuou-se em 2011, atingindo 75,4% na estrutura da OIEE, considerando a oferta nacional. Em 2011, a capacidade instalada de geração elétrica foi acrescida de 4.734 MW, com 1.143 MW de Usina Hidrelétrica (UHE) e 433 MW de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH). Dentro da matriz de oferta de potência de energia elétrica é verificada a supremacia da potência hidráulica, com 71,8% de participação desta, incluindo a importação. A oferta de fontes renováveis no Brasil passou de 80% de participação, o que contrasta significativamente com a média mundial de 20% (MME, 2012).

O Estado de São Paulo responde por mais de 22% da energia hidrelétrica do Brasil, utilizando-se dos recursos hidráulicos da bacia do Alto Paraná, com suas várias usinas e represas em sistema de cascata presentes em seus principais rios e sub-bacias - Rio Grande, Tietê, Paranapanema e o próprio Paraná (ANEEL, 2008).

### **O reservatório de Jurumirim, Bacia do Alto Paraná**

O rio Paraná percorre aproximadamente 1.900 km em território brasileiro, sendo o segundo maior rio na América do Sul e o décimo maior do mundo, com seus principais afluentes profundamente alterados por represamentos (Agostinho *et al.*, 2007, 2008). A bacia de drenagem deste rio compreende mais de 10% do território nacional (Agostinho & Júlio Júnior, 1996) sendo a mais explorada pelos aproveitamentos energéticos, fornecendo cerca de 70% da energia elétrica produzida no país, além de deter a maior capacidade nacional já instalada (63,76%). Ainda, a bacia do Paraná apresenta a maior ocupação humana no país, com 32% da população total em apenas 10,5% de território. Levantamentos registraram 146 grandes represamentos na bacia, 70% dos quais são destinados à geração hidrelétrica (Agostinho *et al.*, 2007, 2008).

A Bacia do Alto Paraná inclui aproximadamente o primeiro terço da bacia do rio Paraná, e está quase totalmente inserida em território brasileiro, possuindo uma área de drenagem de 891.000 Km<sup>2</sup>, o que corresponde a 10,5% da área total do Brasil. O fluxo segue a direção Sul-Sudoeste atravessando a região mais densamente povoada do Brasil (IBGE, 1990). Os maiores tributários desta bacia (Paranaíba, Grande, Tietê e Paranapanema) e até mesmo o principal canal do rio Paraná, foram transformados em reservatórios em cascata (Agostinho *et al.*, 2008).

O rio Paranapanema é um dos grandes afluentes da margem esquerda do rio Paraná (Agostinho *et al.*, 2007), com suas nascentes localizadas na Serra da Paranapiacaba, Município de Capão Bonito (São Paulo). A bacia hidrográfica do rio Paranapanema percorre o Sudoeste do Estado de São Paulo e Norte do Paraná, drenando uma área de 100.800 km<sup>2</sup>. O curso principal do rio segue em direção Leste-Oeste, com uma extensão de 930 km, dos quais 330 km formam a divisa natural entre os Estados de São Paulo e Paraná (Duke Energy, 2008). Atualmente, ao longo do eixo principal do rio existem 11 usinas em operação, transformando seu curso em uma sucessão de reservatórios em cascata.

A represa de Jurumirim é o primeiro da cascata de reservatórios do rio Paranapanema, operando como reservatório de regulação dos demais a jusante. A barragem (coordenadas geográficas S 23°12'17" e W 49°13'19) foi construída no final da década de 1950, e entrou em operação em 1962 (Henry & Nogueira, 1999). A área de drenagem abrange 17.800 Km<sup>2</sup>, com dez afluentes em sua margem direita e sete na margem esquerda (Carvalho, 2009). O reservatório é de grande porte e com perfil dendrítico (Henry & Nogueira, 1999) e multicompartimentalizado (Nogueira *et al.*, 1999). Apresenta as seguintes características morfométricas e hidrológicas: área inundada de 484 Km<sup>2</sup>; perímetro de 1.115 Km; volume de 7,9 x 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>; profundidade máxima de 40 m; profundidade média de 12,90 m; comprimento máximo 30,75 Km e largura máxima 10,50 Km; vazão total de 315m<sup>3</sup>/s e tempo de residência médio de 334 dias (Henry, 1990). Esta represa possui três trechos que representam os diferentes compartimentos do gradiente longitudinal da represa: zona de desembocadura do rio Paranapanema (Bairro da Ponte), zona de transição (município de Paranapanema) e zona da barragem (município de Arandu).

O trecho rio Paranapanema, junto ao Bairro da Ponte compreende o trecho de desembocadura do rio Paranapanema na represa, onde há também lagoas marginais inclusas em sua planície de inundação, que possuem características ecológicas e hidrodinâmicas diferenciadas (Henry *et al.*, 2006). Em função das suas características fisiográficas, esse trecho pode ser caracterizado como uma importante zona de transição (ecótono) entre os ambientes fluvial e lacustre (Henry, 2003), sujeitos aos efeitos dos pulsos das inundações (Neiff, 1999) bastante atenuados pela massa de água do corpo da represa funcionando como agente tamponador (Henry *et al.*, 2006), sendo caracterizada

como uma das poucas áreas sob influência da represa relativamente bem preservada (Carvalho *et al.*, 1998a,b; Carvalho *et al.*, 2003).

A zona de transição está localizada próximo à foz de três tributários (Rios Jacu, Santo Inácio e dos Veados), no antigo leito do Paranapanema (Sampaio, 1944). De margem a margem, o trecho é largo, medindo cerca de 3 km, e, em períodos de grande estiagem, o leito fica muito raso, impossibilitando o tráfego da balsa que liga Itatinga a Paranapanema. Em termos de ocupação humana, há nas adjacências grandes loteamentos, grandes fazendas de pecuária e de silvicultura, um núcleo urbano (Paranapanema) e área de pesca esportiva (Carvalho, 2009).

A zona da Barragem fica na região lacustre, no corpo principal do reservatório próximo à UHE de Jurumirim, e tem características de ambiente lântico e águas profundas, de até 30 m (Henry, 1992). O sedimento é arenoso e pedregoso, com poucas macrófitas aquáticas na região litorânea e muitos restos de árvores em decomposição (“paliteiros”). Para uso turístico e de lazer, encontram-se antigos (com alguns ranchos ocupando a cota de segurança do reservatório) e novos empreendimentos imobiliários (condomínios) e praias artificiais, e ainda há alguns remanescentes florestais.

### **Impactos dos represamentos**

As represas são estruturadas continuamente, com início na região de influxo do rio atingindo a barragem, com três zonas distintas: fluvial, transição ou intermediária, e lacustre (Fernando & Holčík, 1985), diferenciando-se quanto às propriedades física, químicas e biológicas da água (Thornton, 1990; Pagioro *et al.*, 2005) Dessa maneira, as represas são sistemas ecologicamente heterogêneos, caracterizados por ambientes intermediários entre rios e lagos, tanto por suas características morfométricas e hidrológicas quanto pela organização vertical dos lagos e horizontal do rio (Esteves, 1998; Barrela & Petreire Jr., 2003).

Os represamentos estão entre as atividades antrópicas que causam mais danos na bacia do Paraná, o que modificou a fisiografia das bacias dos tributários na região. Estes represamentos afetaram visualmente todos os principais cursos de rios, especialmente

aqueles no Alto rio Paraná (Agostinho *et al.*, 2008), e isolados ou em cascata acarretam um importante impacto quali-quantitativo nos principais ecossistemas de águas interiores (Tundisi *et al.* 2002). Neste caso, as assembleias de peixes sofrem drasticamente os impactos dos represamentos, devido a predominância de espécies de peixes generalistas que são favorecidas (Araújo-Lima *et al.*, 1995; Hahn *et al.*, 1998; Gehrke *et al.*, 1999; Freeman *et al.*, 2001) e também a depleção de espécies especialistas e migratórias.

Dentre os diferentes impactos de represas que causam desestruturação das comunidades aquáticas, inclui-se a contaminação das águas devido ao lançamento de esgotos, a ocupação desordenada do entorno pela urbanização, agricultura, silvicultura, pecuária e piscicultura, levando a perda de heterogeneidade espacial, enriquecimento excessivo por nutrientes e pesticidas aumentando a produção primária, como florações de algas cianofíceas e proliferação de macrófitas aquáticas, (Pinto-Coelho *et al.*, 1999; Nogueira & Jorcin, 2006) e disseminação de patógenos. Além disso, a introdução de espécies não-nativas também está relacionada a efeitos negativos, como perda de diversidade e diminuição da abundância de espécies nativas por competição e predação (Zaret & Paine, 1973; Berlanga-Robles *et al.*, 2002; Latini & Petrere JR., 2004; Pelicice & Agostinho, 2008) e transferência de patógenos e parasitas (Gabielli & Orsi, 2000; Léon *et al.*, 2000).

Os peixes apresentam uma maior quantidade e variedade de parasitas do que qualquer outra classe de vertebrados, pelo fato de terem vivido por um longo período de tempo em estreita associação com a maior variedade de formas de invertebrados, com os seguintes principais grupos de parasitas de peixes neotropicais de água doce: Protozoa, Myxozoa (= Myxosporida), Ciliophora, Platyhelminthes (Monogenoidea, Trematoda (Digenea), Cestodaria, Cestoda), Nematoda, Acanthocephala, artrópodes (Copepoda, Brachyura, Isopoda), Annelida (Hirudinea) e Pentastomida (Thatcher, 2006). Neste contexto, considerando-se o relevante impacto dos represamentos na composição e abundância dos peixes (Agostinho *et al.*, 2008), nas taxocenoses, quebra dos ritmos migratórios, alimentares e reprodutivos de muitas espécies (Britto, 2009), a prevalência e o tamanho das infra-populações de parasitas das assembleias de peixes também podem ser influenciadas (Pavanelli *et al.*, 2000).

Dessa maneira, no que concernem os estudos de parasitas de peixes, estes são indicativos de muitos aspectos biológicos de seus hospedeiros, e também podem ser indicadores da qualidade ambiental, sendo considerados indicadores de perturbação do ecossistema (Galli *et al.*, 2001). Portanto, determinar o papel integral dos parasitos nos ecossistemas naturais, identificar os pontos de acesso de alta diversidade parasitária, assim como áreas de baixa diversidade é bastante relevante para o conhecimento do funcionamento da biosfera (Luque & Poulin, 2007).

### **Parasitas de peixe como indicadores de impacto ambiental**

No contexto de impactos ambientais, o múltiplo uso das águas, como os represamentos, tem exacerbado a dimensão e variedade dos impactos, o que exige diferentes tipos de avaliação quali e quantitativa e também monitoramento contínuo de longo prazo (Tundisi, 2003). Assim, uma maior preocupação quanto aos impactos dos represamentos sobre as assembleias de peixes tem surgido nos últimos anos, como os estudos de Agostinho *et al.*, 2007, 2008; Pelicice & Agostinho, 2008; Carvalho, 2009 e Kurchevski, 2012. Nesta temática, os peixes apresentam uma maior quantidade e variedade de parasitas do que qualquer outra classe de vertebrados, por terem vivido por um longo período de tempo em estreita associação com a maior variedade de formas de invertebrados, além de viverem em ambientes aquáticos que facilitam transmissão e dispersão dos parasitas (Malta, 1984; Thatcher, 2006).

Os parasitas indicam vários aspectos da biologia de seus hospedeiros, como dieta, migração, recrutamento, desagregação de população e filogenia (Madi & Ueta, 2012). Nesse contexto, alterações na biodiversidade de comunidades parasitárias podem ser utilizadas como indicadores da saúde de sistemas ecológicos (Madi & Ueta, 2012), visto que a diversidade parasitária em peixes hospedeiros depende diretamente do grau de diversidade do hábitat (D'Amelio & Gerasi 1997; Gelhar *et al.* 1997). Assim, muitos estudos têm sido realizados a respeito do uso de parasitas de peixe como biondicadores de impactos ambientais (Khan & Thulin, 1991; Poulin, 1992; MacKenzie *et al.*, 1995; Lafferty, 1997; MacKenzie 1999; Sures, 2003, 2004; Marcogliese, 2005; Nachev *et al.*, 2010; Vidal-Martínez *et al.*, 2010; e Khan, 2011). Muitos desses estudos demonstram a relação entre parasitismo e condições ecológicas descrevendo como os parasitas podem

ser usados para aumentar o conhecimento sobre a função e integridade dos ecossistemas (Nachev, 2010).

A comunidade parasitária de peixes apresenta-se como uma adequada medida de estresse ambiental, haja vista que estes parasitas são indicadores da biologia do hospedeiro, de contaminantes ambientais e estrutura da cadeia alimentar (Chubb, 1980 e 1982; Overstreet, 1997). Os melhores indicadores são aqueles extremamente sensíveis às alterações ambientais, e significativas alterações na quantidade de indivíduos nas populações alertam sobre condições deteriorantes antes que organismos menos sensíveis sejam afetados (Mackenzie *et al.*, 1995). Tanto os estágios de vida livre dos parasitas quanto os hospedeiros intermediários invertebrados que fazem parte do zooplâncton podem ser mais sensíveis às condições ambientais (Madi & Ueta, 2012). Neste contexto, os parasitas têm sido utilizados em monitoramentos ambientais como espécies indicadoras, e uma das abordagens mais utilizada é a comparação da prevalência, abundância e intensidade do parasitismo entre hospedeiros capturados em um trecho controle, e um trecho impactado, ou o mesmo trecho antes e depois de ser impactado, também é possível quantificar o parasitismo entre distâncias variadas de um mesmo ponto de origem ou ao longo de um gradiente de impacto (Karr, 1994; Marcogliese *et al.*, 1990; Moser & Cowen, 1991; Marcogliese & Cone, 1996; Lafferty, 1997).

Uma das primeiras evidências de parasitas de peixes como indicadores de impactos ambientais, foi com os ectoparasitos monogenóides. Estes parasitas são comuns em peixes, ocorrendo nas brânquias e pele, se encontrando em permanente contato com o ambiente no qual os hospedeiros residem. Observando a presença ou ausência de monogenóides e diversidade de suas comunidades, é possível obter informações relevantes sobre fatores ambientais (Sures & Streit, 2001). Através da redução da riqueza de espécies e distribuição desigual de abundâncias de monogenóides, alguns estudos relacionaram estes com processos de eutrofização (Koskivaara, 1992; Valtonen *et al.* 1997), e também com fontes poluentes como efluentes de indústrias (Siddall *et al.* 1997). Além disso, Bayoumy *et al.* (2008) estudaram monogenóides parasitas de alguns peixes do Mar Vermelho como bioindicadores de metais pesados, e mostraram correlações significantes entre infestações de monogenóides tanto com temperatura quanto com os metais pesados.

Além dos aspectos ecológicos como bioindicadores, os endoparasitas de peixes também podem ser uma ferramenta para detectar e quantificar algumas substâncias tóxicas em habitats aquáticos. Devido a sua enorme capacidade de acumulação, especialmente para alguns elementos com severos efeitos tóxicos na água (Cádmio e Chumbo), o grupo dos acantocéfalos que parasitam peixes são helmintos adequados para atuarem como bioacumuladores (Nachev, 2010).

Acantocéfalos são parasitas intestinais de peixes amplamente distribuídos e caracterizados pelo seu ciclo de vida relativamente curto (Kennedy, 2006). Estudos sobre concentração de metais registraram concentrações de  $10^2$  a  $10^5$  vezes maiores nestes parasitas do que na coluna d'água e sedimento (Sures *et al.* 1994; Schludermann *et al.* 2003; Thielen *et al.* 2004). Outros estudos comparativos entre acantocéfalos de peixes e o mexilhão zebra (*Dreissena polymorpha*), que é uma espécie estabelecidas como sentinela, demonstraram vantagem no uso dos parasitas, visto que a capacidade de acumulação dos acantocéfalos excedeu altamente a da espécie sentinela (Sures *et al.* 1999). Assim, acantocéfalos parasitas de peixes podem ser aplicados como um sensível indicador de metais para procedimentos de monitoramento ambiental (Vidal-Martinez *et al.* 2010).

Portanto, existem algumas maneiras nas quais os parasitas podem ser usados para avaliar impactos ambientais: alguns estágios de vida livre de parasitas podem servir como bioensaios para qualidade da água; a presença de ectoparasitas ou endoparasitas pode indicar estresse fisiológico dos hospedeiros; e por último, alguns parasitas podem ser bons indicadores se a abundância correlata de maneira consistente e lógica com alguns impactos (Lafferty, 1997).

### **Determinação das espécies indicadoras de impacto ambiental**

Overstreet (1997) e Sures (2004) estabeleceram alguns critérios para selecionar um peixe hospedeiro adequado para o estudo de indicadores de impacto ambiental, a saber: (a) peixes com restrito *home range* – aqueles que possuem uma área pequena ou bem definida na qual passem a maior parte do tempo; (b) peixes capazes de servir como hospedeiros para um número relativamente grande de espécies parasitas, preferencialmente àqueles que albergam parasitas que possuam uma grande variedade

de hospedeiros em seu ciclo de vida; (c) peixes comuns para facilitar a identificação, com ampla distribuição territorial e de fácil amostragem; e (d) peixes com tamanhos relativamente pequenos para tornar o trabalho de coleta de parasitas menos dispendioso, pois peixes de grande porte demandam muito tempo de necropsia.

Ainda, de acordo com Overstreet (1997), os critérios para um parasita ser considerado indicador em local contaminado, são: (a) riqueza de parasitas heteroxênicos, porque estes ocorrem em baixo número em ambientes contaminados, já que contaminantes reduzem ou eliminam hospedeiros intermediários ou finais, ou têm efeitos diretos sobre os parasitas; (b) informações biológicas e epidemiológicas sobre os ciclos para indicar biodiversidade, haja vista que a prevalência e intensidade média de infecção de um parasita específico em diferentes localizações demonstram as diferentes características desses habitats; (c) informações epidemiológicas sobre os parasitas internos e externos, que se reproduzem no hospedeiro - esta ferramenta refere-se a dados obtidos para parasitas em ambiente altamente contaminado, pois a alta intensidade de infecção pode envolver uma diminuição da resistência ou imunidade do hospedeiro, aumento na fonte de nutrição para o parasita ou interação com outros agentes microbianos infectantes; (d) alterações histopatológicas relativas à infecção por parasitas e do estresse de contaminação - os contaminantes podem diminuir a resistência do hospedeiro, causando alterações como necroses, que servem como fonte nutricional para os parasitas se reproduzirem.

Por outro lado, Kennedy (1997) destaca alguns problemas adicionais que estão associados à aplicação de parasitas de peixes como indicadores de impactos ambientais, tais como: (a) ecoparasitas, parasitas em estágio de vida livre, ou endoparasitas, podem ser afetados diretamente ou indiretamente por alterações no metabolismo do hospedeiro; (b) parasitos podem ser afetados por alterações na presença, abundância ou padrão de distribuição dos hospedeiros intermediários e/ou definitivos; (c) a amostra de peixes pode ser dificultada representativamente, ou restrições econômicas e comerciais podem interferir no tamanho e frequência da amostra; (d) alguns parasitas apresentam distribuição agregada em seus hospedeiros, o que demanda uma maior amostragem para estimar a abundância parasitária; (e) alguns grupos de parasitas são mais difíceis de identificar ou mais trabalhosos para coletar e contar; (f) há uma variação extensa de densidade de alguns parasitas e diversidade de comunidade no espaço e tempo; (g) a

ecologia e a biologia de muitos parasitas ainda são pobremente conhecidas assim como suas relações com a poluição; (h) muitas espécies de parasitas apresentam um ciclo de vida muito curto enquanto outras se multiplicam rapidamente no hospedeiro.

Com base na literatura apresentada nesta seção, observamos que a importância da energia hidrelétrica para o Brasil e a problemática dos represamentos têm direcionado mais estudos a respeito dos impactos destes represamentos sobre as assembleias de peixes e, conseqüentemente, sobre a fauna parasitária destes peixes. Somado a isso, há um número crescente de relatos mostrando o uso de parasitas como indicadores de impacto ambiental. Nesse sentido, dada a carência de dados de ictiofauna e ictioparasitologia no rio Taquari, um importante tributário do reservatório de Jurumirim, que sofre efeito do represamento, foi realizado um estudo para avaliação do potencial uso da fauna parasitária como indicadora do impacto destes represamentos, utilizando-se de duas espécies nativas de peixes hospedeiros provenientes de dois trechos do rio Taquari.

## REFERÊNCIAS<sup>1</sup>

Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL. 2008. Atlas de Energia Elétrica, 3ª Edição. Parte II Energia Renovável. Brasília: ANEEL, 2008. Disponível em [http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/atlas\\_par2\\_cap3.pdf](http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/atlas_par2_cap3.pdf)

Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL. 2012. Gestão e Estudos Hidroenergéticos. Disponível em <http://www.aneel.gov.br/area.cfm?idArea=45&idPerfil=2&idiomaAtual=0>

Agostinho, A. A., H. F. Júlio Jr. 1996. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. *Ciência e Cultura* **21(134)**: 36-44.

Agostinho, A. A., L. C. Gomes, F. M. Pelicice. 2007. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá, Eduem, 501 p.

Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, L. C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* **68(4, Suppl.)**: 1119-1132.

---

<sup>1</sup> Referências bibliográficas apresentadas segundo as normas da revista *Journal of Parasitology*.

Araújo-Lima, C. A. R. M.; A. A. Agostinho, N. N. Fabr . 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. *In* Tundisi, J. G., Bicudo, C. E. M.; Matsumura-Tundisi, T. (eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, p. 105-136.

Barrella, W., M. Jr. Petreire. 2003. Fish community alterations due to pollution and damming in Tiet  and Paranapanema rivers (Brazil). *River Research and Application* **19**: 59-76.

Bayoumy E. M., H. A. M. Osman, L. F. El-Bana; M. A. Hassanain. 2008. Monogenean Parasites as Bioindicators for Heavy Metals Status in Some Egyptian Red Sea Fishes. *Global Veterinaria* **2 (3)**: 117-122.

Berlanga-Robles, C. A., J. Madrid-Vera, A. Ruiz-Luna. 2002. Fish abundance and trophic structure from commercial catch in Lake Patzcuaro, Mexico. *Hydrobiologia*, **467**: 117-122.

Britto, S. G. C. 2009. Avalia o das escadas do complexo Canoas frente   estratégia reprodutiva de peixes migradores (Rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná). Tese. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 142 p.

Carvalho, E. D. 2009. A oes antrópicas e a biodiversidade Jurumirim (Alto Rio Paranapanema). Tese de Livre-Docência. Instituto de Biociências de Botucatu, Botucatu, SP, 91 p.

Carvalho, E. D., C. Y. Fujihara, R. Henry. 1998a. A study of the ichthyofauna of the Jurumirim Reservoir (Paranapanema River, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species at three sites. *Verhandlungen International Verein Limnology* **26**: 2199-2202.

Carvalho, E. D.; V. F. B. Silva, C. Y. Fujihara, R. Henry, F. Foresti. 1998b. Diversity of fish species in River Paranapanema - Jurumirim Reservoir transition region (São Paulo, Brazil). *Italian Journal of Zoology* **65**: 325- 330.

Carvalho, E. D., R. J. Castro, V. F. B Silva, A. P Vidotto. 2003. A estrutura das assembl as de peixes nas zonas de ecótonos da represa de Jurumirim (alto do rio Paranapanema, São Paulo). *In* Henry, R. (Org.) *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. RIMA, São Carlos, p. 249-278.

Chubb, J.C. 1980. Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes. Part III. Larval Cestoda and Nematoda. *Advances in Parasitology*, **18**: 1-120.

Chubb, J.C. 1982. Seasonal occurrence of helminthes in freshwater fishes. Part IV. Adult Cestoda, Nematoda and Acanthocephala. *Advances in Parasitology* **20**: 1-292.

D'Amelio, S., L. Gerasi. 1997. Evaluation of Environmental deterioration by analysing fish parasite biodiversity and community structure. *Parassitologia* **39**: 237-241.

Duke Energy. 2008. Peixes do rio Paranapanema. 2ª. Ed. São Paulo, Horizonte Geográfico, 120 p.

Esteves, F. A. 1998. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência 602 p.

Fernando, C. H., J. Holcik. 1985. The nature of fish communities, an important factor influencing fishery potencial and yields of lakes and reservoirs: A short summary of the concept and its application. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* (**22**): 2498-250.

Freeman, M. C., Z. H. Bowen, K. D. Bovee, E. R. Irwin. 2001. Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. *Ecological Applications* **11**: 179–190.

Gabrielli, M. A, M. L. Orsi. 2000. Dispersão de *Lernea cyprinacea* (Linnaeus) (Crustacea, Copepoda) na região norte do estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **17(2)**: 395-399.

Galli, P., G. Crosa, L. Mariniello, M. Ortis, S. D'amelio. 2001. Water quality as a determinant of the composition of fish parasites communities. *Hydrobiologia* **452**:173-179.

Gehrke, P. C., K. L. Astles, J. H. Harris. 1999. Within catchment effects of flow alteration on fish assemblages in the Hawkesbury-Nepean River System, Australia. *Regulated Rivers Research & Management* **15**: 181–198.

Gelnar, M., S. Sebelová, Dusek, L., B. Koubková, P. Jurajda, S. Zahrádková, 1997. Biodiversity of parasites in freshwater environment in relation to pollution. *Parassitologia* **39**: 189-199.

Hahn, N. S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes, L. M. Bini. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia*, **23(5)**: 299-305.

Henry, R. 1990. Amônia ou fosfato como agente estimulador do crescimento do fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). *Revista Brasileira de Biologia*, **50(4)**: 883-892.

Henry, R. 1992. The oxygen deficit in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River, São Paulo, Brazil). *Japanese Journal Limnology*, **53**: 379-84.

Henry, R. 2003. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na Represa de Jurumirim. *In* Henry, R. (ed.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos, Rima p 1-28.

Henry, R., M. G. Nogueira. 1999. A Represa de Jurumirim (São Paulo): Primeira síntese sobre o conhecimento limnológico e uma proposta preliminar de manejo ambiental. *In* Henry, R. (ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, Fapesp/Fundibio, p 651-685.

Henry, R., E. A. Panarelli, S. M. C. Casanova, M. R. Siuberto, A. A. O. Afonso. 2006. Interações hidrológicas entre lagoas marginais e o rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim. *In* Nogueira, M.G., R. Henry, A. Jorcin. (eds.) *Ecologia de reservatórios; Impactos potenciais, ações de manejo e sistema em cascata*. 2ª edição – São Carlos, Editora RiMA, p. 57-82.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 1990. *Geografia do Brasil*. Rio de Janeiro. 2ª ed. Região Sul.

Karr, J.R. 1994. *In* *Biological Monitoring of Aquatic Systems*. Loeb, S.L., S. Spacie (eds), Lewis, p 357-373.

Kennedy, C.R. 1997. Freshwater fish parasites and environmental quality: an overview and caution. *Parassitologia*, **39**: 249-254

Kennedy, C. R. 2006. Ecology of the acanthocephala. Cambridge University Press, Cambridge.

.Key World Energy Statistics. 2012. International Energy Agency (IEA). Disponível em <http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/kwes.pdf>, 82 p.

Khan, R. A., J. Thulin. 1991. Influence of pollution on parasites of aquatic animals. *Advances in Parasitology* **30**: 201–238.

Khan, R. A. 2011. Chronic Exposure and Decontamination of a Marine Sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) to Polychlorinated Biphenyls Using Selected Body Indices, Blood Values, Histopathology, and Parasites as Bioindicators. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **60**: 479–485.

Koskivaara, M. 1992. Environmental factors affecting monogeneans parasitic on freshwater fishes. *Parasitology Today* **8**: 339-342.

Kurchevski, G. 2012. As assembleias de peixes da represa de Jurumirim (alto rio Paranapanema, SP): status atual e mudanças históricas. Dissertação. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu - SP, 124 p.

Lafferty, K.D. 1997. Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment? *Parasitology Today* **13**: 251–255.

Latini, A. O., M. Petrere Jr. 2004. Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology* **11**: 71-79.

Léon, G. P., L. García-Prieto, V. Léon-Règagnon, A. Choudhury. 2000. Helminth communities of native and introduced fishes in Lake Pátzcuaro, Michoacán, México. *Journal Fish Biology* **57**: 303-325.

Luque, J. L.; R. Poulin. 2007. Metazoan parasite species richness in Neotropical fishes: pontos de acesso and the geography of biodiversity. *Parasitology* **134**: 865-878.

MacKenzie, K. 1999. Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Marine Pollution Bulletin* **38**: 955–959.

MacKenzie, K., H. H. Williams, B. Williams, B. A. H. McVicar, R. Siddall. 1995. Parasites as indicators of water quality and the potential use of helminth transmission in marine pollution studies. *Advances in Parasitology* **35**: 85–144.

Madi, R. R., M. T. Ueta. 2012. Parasitas de peixes como indicadores ambientais. *In Patologia e Sanidade de Organismos Aquáticos*, A. T. Silva-Souza, M. A. P. Lizama, R. M. Takemoto (eds.). Maringá, Massoni, p 33-58.

Malta, J. C. O. 1984. Os argulídeos (Crustacea: Branchiura) da Amazônia brasileira, 4. Aspectos da Ecologia de *Argulus multicolor*, Stekhoven 1937 e *A. pestifer* Ringuelet 1948. *Acta Amazonica*, **13 (3-4)**: 489-496.

Marcogliese, D. J. 2005. Parasites of the superorganism: are they indicators of ecosystem health? *International Journal for Parasitology* **35**: 705–716.

Marcogliese, D. J., T. M. Goater, G. W. Esch. 1990. *Crepidostomum cooperi* (Allocreadidae) in the burrowing mayfly, *Hexagenia limbata* (Ephemeroptera) related to trophic status of a lake. *American Midland Naturalist* **124**: 309-317.

Marcogliese, D.J., D. K. Cone. 1996. On the distribution and abundance of eel parasites in Nova Scotia: influence of pH. *J. Parasitol.* (in press)

Mérona, B., R. Vigouroux, F. L. Tejerina-Garro. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia* **551**: Ecology and Disturbances of Aquatic Systems, Mets, 33-47.

Ministério de Minas e Energia, MME. 2008. Balanço Energético Nacional – Ano base de 2007. Disponível em: [www.ipen.br/conteudo/upload/Relatorio Final BEN 2008](http://www.ipen.br/conteudo/upload/Relatorio_Final_BEN_2008)

Ministério de Minas e Energia (MME). 2012. Resenha Energética Brasileira – Exercício de 2011. 26 p. Disponível em [http://www.mme.gov.br/mme/menu/todas\\_publicacoes.html](http://www.mme.gov.br/mme/menu/todas_publicacoes.html)

Moser, M., R. K. Cowen. 1991. The effects of periodic eutrophication on parasitism and stock identification of *Trematomus bernacchii* (Pisces: Nototheniidae) in McMurdo Sound, Antarctica. *Journal of Parasitology* **77**: 551-556.

Nachev, M. 2010. Bioindication capacity of fish parasites for the assessment of water quality in the Danube River. Inaugural–Dissertation. Universität Duisburg Essen, 130 p.

Nachev, M., Zimmermann, S.; Rigaud, T. & Sures, B. 2010. Is metal accumulation in *Pomphorhynchus laevis* dependent on parasite sex or infrapopulation size? *Parasitology* **137**: 1239–1248.

Neiff, J. J. 1999. El regimen de pulsos en rios y grandes humedales de Sudamérica. *In* Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos. Malvarez A. I., P. Kandus (eds.). ORCYT-MAB (Unesco) p. 97-145.

Nogueira, M. G.; Jorcin, A. 2006. Contaminação dos sedimentos na bacia do rio Paranapanema (Sudeste, Brasil) por pesticidas sintéticos e metais e sua relação com os processos de eutrofização. *In* Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologia de gerenciamento e controle, Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi, C. S. Galli (eds.) São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, p. 103-117.

Overstreet, R. M. 1997. Parasitological data as monitors of environmental health. *Parassitologia*, **39**: 169-175.

Pagioro, T. A., M. C. Roberto, S. M. Thomaz, S. A. Pierini, M. Taka. 2005. Zonação longitudinal das variáveis abióticas em reservatórios. *In* Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho, L. C. Gomes (eds.), Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais. São Carlos, RIMA, p. 39-46.

Pavanelli, G. C.; R. M. Takemoto. 2000. Aspects of the ecology of proteocephalid cestodes, parasites of *Sorubim lima* (Pimelodidae), of the Upper Paraná River. *Brazilian Journal of Biology* **60(4)**: 585-590.

Pelicice, F. M., A. A. Agostinho. 2008. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* online.

Pinto-Coelho, R. M., M. M. Coelho, M. M. Espírito-Santo, T. G. Cornelissen. 1999. Efeitos da eutrofização na estrutura da comunidade planctônica no lago da Pampulha, Belo Horizonte – MG. Pp. 553-572. *In* Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais. Henry, R. (ed.). Botucatu, Fapesp/Fundibio, 799 p.

- Poulin, R. (1992). Toxic pollution and parasitism in freshwater fish. *Parasitology Today* **8**: 58–61.
- Sampaio, T. 1944. Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto Geográfico e Geológico* **2(3)**: 30-81.
- Schludermann, C., R. Konecny, S. Laimgruber, J. W. Lewis, F. Schiemer, A. Chovanec, B. Sures. 2003. Fish macroparasites as indicators of heavy metal pollution in river sites in Austria. *Parasitology* **126 (Suppl.)**: S61-S69.
- Siddal, R., M. Koskivaara, E. T. Valtonen. 1997. *Dactylogyrus* (Monogenea) infections on the gills of roach (*Rutilus rutilus* L.) experimentally exposed to pulp and paper mill effluent. *Parasitology* **114**: 439-446.
- Sures, B. 2003. Accumulation of heavy metals by intestinal helminths in fish: an overview and perspective. *Parasitology* **126**: 53–60.
- Sures, B. 2004. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends in Parasitology* **20**: 170-177.
- Sures, B., B. Streit. 2001. Eel parasite diversity and intermediate host abundance in the River Rhine, Germany. *Parasitology* **123**: 185-191.
- Sures, B., H. Taraschewski, E. Jackwerth. 1994. Lead accumulation in *Pomphorhynchus laevis* and its host. *Journal of Parasitology* **80**: 355-357.
- Sures, B., W. Steiner, M. Rydlo, H. Taraschewski. 1999. Concentrations of 17 elements in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), in different tissues of perch (*Perca fluviatilis*), and in perch intestinal parasites (*Acanthocephalus lucii*) from the subalpine lake Mondsee (Austria). *Environmental Toxicology and Chemistry* **18**: 2574-2579.
- Thatcher, V. E. 2006. Aquatic Biodiversity in Latin America Biodiversidade Acuática en América Latina – Amazon Fish Parasites, 2ª ed. v.1.
- Thielen, F., S. Zimmermann, F. Baska, H. Taraschewski, B. Sures. 2004. The intestinal parasite *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) from barbel as a bioindicator for metal pollution in the Danube River near Budapest, Hungary. *Environmental Pollution* **129**: 421-429.

Thornton, W. K. 1990. Sedimentary processes. *In* Reservoir Limnology: Ecological Perspectives, K. W. Thornton, B. L. Kimmel, E. F. Payne (eds.). John Wiley & Sons, New York. p. 43-69.

Tundisi, J.G. 1993. Theoretical basis for reservoir management. *Verh. Internat. Verein. Limnol., Stuttgart* (25): 1153-1156.

Tundisi, J. G. 2003. Água no século XXI: Enfrentando a escassez. São Carlos: Rima, 248 p.

Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi, O. Rocha. 2002. Ecossistemas de águas interiores. *In* Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação, A. C. Rebouças, B. Braga, J. G. Tundisi (eds.). São Paulo: Ed. Escrituras, p. 153-194.

Valtonen, E. T., J. C. Holmes, M. Koskivaara. 1997. Eutrophication, pollution, und fragmentation: effects on parasite communities in roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) in four lakes in central Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 572-585.

Vidal-Martinez, V. M., D. Pech, B. Sures, T. Purucker, R. Poulin. 2010. Can parasites really reveal environmental impact? *Trends in Parasitology* 26: 44-51.

Zaret, T. M.; R. T. Paine. 1973. Species introduction in a tropical lake. *Science* 182 (4111): 449-455.

Zocchi, P. 2002. Paranapanema: da nascente à foz. São Paulo: Horizonte Geográfico/Audichromo, 132 p.

*Artigo: Comunidades de helmintos parasitos de Steindachnerina inculpta e Astyanax fasciatus como indicadores de impacto ambiental no rio Taquari, São Paulo*

---

**Comunidades de helmintos parasitos de *Steindachnerina insculpta* e *Astyanax fasciatus* como indicadores de impacto ambiental no rio Taquari, São Paulo**

Aline Angelina Acosta<sup>1</sup>, Heleno Brandão<sup>2</sup>, Edmir Daniel Carvalho<sup>3</sup> e Reinaldo José da Silva<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Mestranda do Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Instituto de Biociências, Unesp, Campus de Botucatu

<sup>2</sup>Pós-Doutorando do Programa Nacional de Pós-Doutorado (PNPD), Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Instituto de Biociências, Unesp, Campus de Botucatu

<sup>3</sup>Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências, Unesp, Campus de Botucatu

<sup>4</sup>Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, Unesp, Campus de Botucatu

## INTRODUÇÃO

Os represamentos estão entre as atividades antrópicas que causam mais danos na bacia do Paraná, afetando visualmente todos os principais cursos de rios, especialmente aqueles no Alto rio Paraná (Agostinho *et al.*, 2008) e, isolados ou em cascata, acarretam um importante impacto quali-quantitativo nos principais ecossistemas de águas interiores (Tundisi *et al.* 2002).

Dentre os diferentes impactos de represas que causam desestruturação das comunidades aquáticas, inclui-se a contaminação das águas devido ao lançamento de esgotos, a ocupação desordenada do entorno pela urbanização, agricultura, silvicultura, pecuária e piscicultura, levando a perda de heterogeneidade espacial, enriquecimento excessivo por nutrientes e pesticidas aumentando a produção primária, como florações de algas cianofíceas e proliferação de macrófitas aquáticas (Pinto-Coelho *et al.*, 1999; Nogueira & Jorcin, 2006) e disseminação de patógenos. Além disso, a introdução de espécies não-nativas também está relacionada a efeitos negativos, como perda de diversidade e diminuição da abundância de espécies nativas por competição e predação (Zaret & Paine, 1973; Berlanga-Robles *et al.*, 2002; Latini & Petrere Jr., 2004; Pelicice & Agostinho, 2008) e transferência de patógenos e parasitas (Gabrielli & Orsi, 2000; Léon *et al.*, 2000).

A comunidade parasitária de peixes apresenta-se como uma adequada medida de estresse ambiental, haja vista que estes parasitas são indicadores da biologia do hospedeiro, de contaminantes ambientais e estrutura da cadeia alimentar (Chubb, 1980 e 1982; Overstreet, 1997). Os melhores indicadores são aqueles extremamente sensíveis às alterações ambientais e significativas alterações na quantidade de indivíduos nas populações alertam sobre condições deteriorantes antes que organismos menos sensíveis sejam afetados (Mackenzie *et al.*, 1995).

*Steindachnerina insculpta* é conhecido popularmente como saguiru, é comum e abundante na bacia do alto Paraná, possui corpo de coloração clara a prateada, boca terminal e sem dentes, é espécie sedentária, com fecundação externa, sem cuidado parental e hábito alimentar iliófago (Duke Energy, 2008). *Astyanax fasciatus* é popularmente conhecido como lambari do rabo vermelho, ocorre ao longo da bacia do alto Paraná, capturada com maior frequência no interior de tributários, possui corpo

claro e nadadeiras vermelhas, dentes cuspidados, apresenta pequeno deslocamento reprodutivo, fecundação externa, sem cuidado parental e hábito alimentar onívoro.

Ambas as espécies, *S. insculpta* e *A. fasciatus*, se enquadram nos critérios propostos por Overstreet (1997) e Sures (2004a) para a escolha de espécie bioindicadora: peixes com restrita área de vida; albergam parasitas que necessitam de mais de um hospedeiro em seu ciclo de vida; são peixes abundantes, fáceis de amostrar, de tamanho pequeno e possuem ampla distribuição geográfica.

O rio Taquari, um dos principais tributários do rio Paranapanema, sofre efeito do represamento da barragem de Jurumirim e apresenta grande interesse local pela pesca artesanal que é praticada pela população, dada a grande diversidade e abundância de peixes. Neste rio, nenhum estudo parasitológico foi conduzido até o presente momento. Dessa forma, o objetivo do presente estudo foi avaliar a helmintofauna de *S. insculpta* e *A. fasciatus* no rio Taquari, São Paulo, e verificar se alguma das espécies de helmintos da comunidade de parasitas pode atuar como bioindicadora de impacto ambiental.

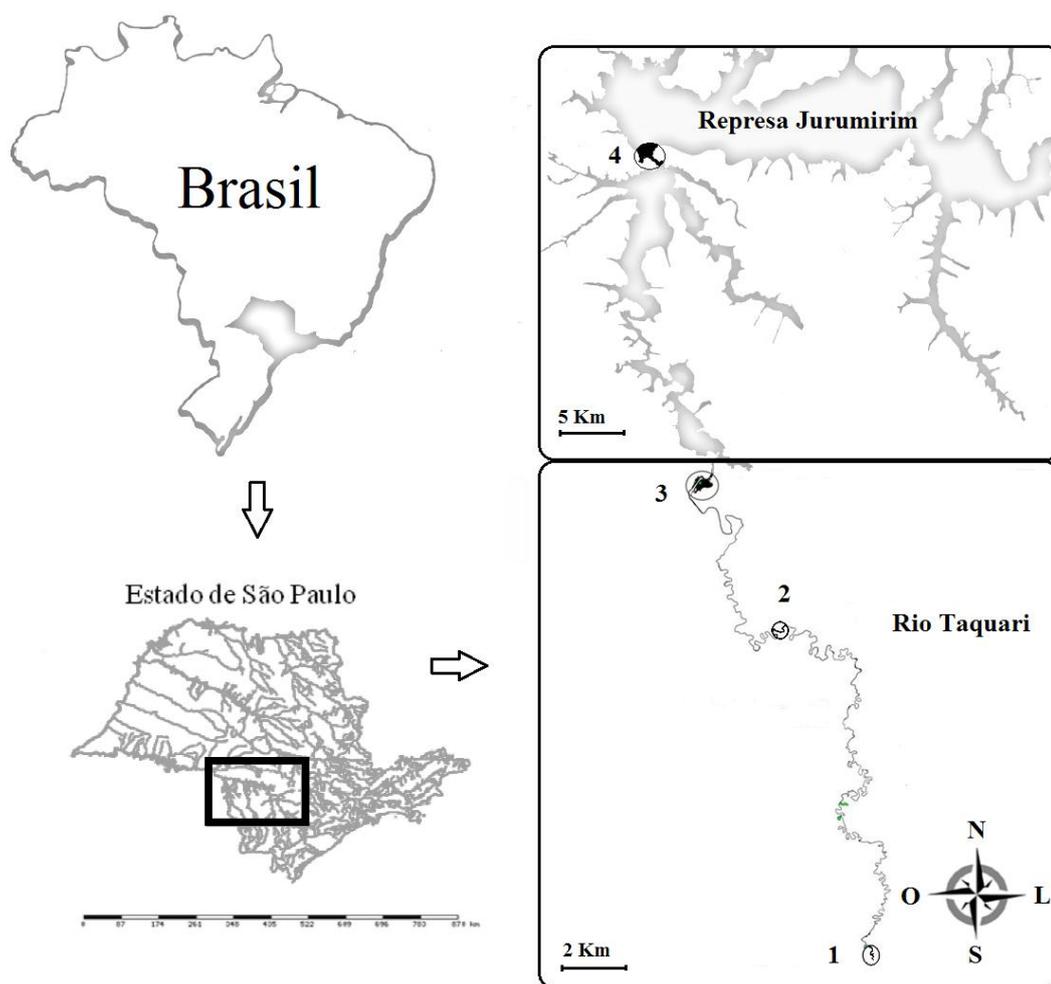
## **MATERIAL E MÉTODOS**

### *Área de Estudo*

A represa de Jurumirim (Figura 1), formada em 1956, foi a segunda a ser construída para o aproveitamento hidrelétrico do rio Paranapanema (Duke Energy, 2008), constituindo um complexo hídrico formado por um reservatório de 449 km<sup>2</sup> de extensão e três tributários principais: os rios Paranapanema, Veados e Taquari. O rio Taquari é o segundo maior tributário formador da represa de Jurumirim (Henry & Nogueira, 1999) em confluência do lado esquerdo do Alto rio Paranapanema, localizado no Sudoeste do Estado de São Paulo, nas coordenadas geográficas 23°15'11,9"S; 49°12'34,2"W e está inserido em uma região de clima subtropical na qual as flutuações do nível de água são determinadas tanto por eventos naturais (estações seca e chuvosa) como eventos artificiais, que seria o sistema de operação de Reservatório (Luciano & Henry, 1998).

### Procedimento de Campo e Laboratório

Duas coletas foram realizadas entre os meses de novembro e dezembro de 2011, utilizando-se de rede de espera expostas por aproximadamente 14 horas, em duas áreas distintas: o trecho Alto do rio Taquari, caracterizado predominantemente por ambiente lótico (coordenadas  $23^{\circ} 40' 2,90''\text{S}$ ;  $49^{\circ} 7' 56,85''\text{W}$ ) (Figura 2); e o trecho Baixo do rio Taquari, caracterizado por ambiente lêntico ( $23^{\circ}29' 21,95''\text{S}$ ;  $49^{\circ} 21,6' 90''\text{W}$ ) (Figura 3).



**Figura 1.** Mapa da localização do Rio Taquari, tributário da Represa de Jurumirim, São Paulo, Brasil. 1: Trecho Alto (lótico); 2: Trecho Médio; 3: Trecho Baixo (lêntico); 4: Trecho Represa.



**Figura 2.** Vista de parte do trecho lótico do rio Taquari.



**Figura 3.** Vista de parte do trecho lêntico do rio Taquari.

A amostragem dos peixes hospedeiros *Steindachnerina insculpta* e *Astyanax fasciatus* foram compostas de 60 espécimes para cada espécie, com 30 indivíduos coletados no trecho lótico e 30 no trecho lêntico. Após coletados, os peixes foram individualizados em sacos plásticos, acondicionados em caixa térmica com gelo, e depois congelados e transportados para análise em laboratório. Algumas variáveis biométricas dos exemplares de peixes foram mensuradas, como: comprimento padrão em centímetros (Ls) e peso total em gramas (Wt), utilizando-se ictiômetro e balança com precisão em centigramas.

### *Coleta, processamento e determinação dos parasitas*

O corpo, as nadadeiras, as narinas, os olhos e a face interna dos opérculos dos peixes hospedeiros foram examinados para a localização de possíveis ectoparasitos. Após esta etapa, as brânquias foram retiradas e lavadas utilizando-se peneiras de malha de 53 e 75 micrômetros, e em seguida, colocadas em placa de Petri e os parasitos foram coletados usando-se estereomicroscópio. Após as análises externas, uma incisão longitudinal na superfície ventral dos indivíduos e todos os órgãos foram retirados e separados, em seguida a cavidade visceral e cada órgão foram examinados sob estereomicroscópio para a coleta de endoparasitas. Todos os helmintos coletados foram conservados em álcool 70%.

Para identificação dos monogenóides, as estruturas esclerotizadas (haptor e complexo copulatório) foram clarificadas com meio de Hoyer ou Grey & Wess (Eiras *et al.*, 2006). Os digenéticos foram corados com Carmim e os nematóides foram submetidos à diafanização pelo lactofenol (Eiras *et al.*, 2006).

Os parasitas foram identificados baseando-se principalmente em chaves de identificação e guias de referência. Os parasitas foram fotografados utilizando-se do sistema computadorizado de análise de imagens – Qwin Lite 3.1 (Leica). Material-tipo e espécimes representativos das espécies de helmintos foram depositados na Coleção Helmintológica do Instituto de Biociências (CHIBB), UNESP, *campus* de Botucatu.

### *Análise estatística*

A terminologia ecológica e os cálculos para prevalência, intensidade média de infecção/infestação e abundância média seguiram as recomendações de Bush *et al.* (1997). Os componentes das infracomunidades parasitárias foram classificados, de acordo com Bush & Holmes (1986), em espécies centrais (prevalência maior que 66,6%), espécies secundárias (prevalência entre 33,3% e 66,6%) e espécies satélites (prevalência menor que 33%).

O índice de Simpson C foi calculado para determinar a dominância na comunidade parasitária. A diversidade parasitária de cada infracomunidade foi

calculada através do índice de Shannon-Wiener (H'). Foi calculado também, para cada infracomunidade o índice de uniformidade de Pielou. O índice de Jaccard foi calculado para verificar a similaridade entre as comunidades de parasitas dos dois trechos e o índice de dominância de Berger-Parker foi calculado para verificação de dominância na comunidade parasitária (Nering & Von Zuben, 2010). O índice de agregação de Poulin (1993) foi calculado para todos os parasitas encontrados nos dois trechos.

A comparação entre as prevalências dos parasitas dos trechos lótico e lêntico foram calculadas pelo Z-teste. As intensidades média de infecção/infestação e abundâncias médias entre os dois trechos foram calculadas pelo de Mann-Whitney. Foi realizada análise multivariada (Análise de componentes principais) para comparação das comunidades parasitárias nos trechos lótico e lêntico.

Todos os valores que correspondem à média da variável são acompanhados do seu respectivo erro padrão. As comparações estatísticas foram realizadas no software SigmaStat 3.1. O índice de agregação foi calculado pelo software Quantitative Parasitology 3.0. A análise multivariada foi calculada pelo software MVSP. O nível de significância estatística adotado foi  $P < 0,05$ .

## **RESULTADOS**

### ***Steindachnerina insculpta***

No trecho lótico, todos os hospedeiros analisados estavam parasitados por pelo menos uma espécie de helminto (prevalência total = 100%). Foi recuperado um total de 1527 parasitas, com uma média de 50,9 parasitas/peixe. A riqueza variou de 1 a 4 parasitas e a riqueza média foi de 2,7 parasitas/hospedeiro. Foram encontrados nove taxa de helmintos parasitas: monogenóides representados pelas espécies *Anacanthoroides mizelli* (Figura 4), *Diaphorocleidus kabatai* (Figura 5), *Urocleidoides* sp. (Figura 6), *Euryhaliotrema chaoi* (Figura 7); metacercárias de *Sphincterodiplostomum musculosum* (Figura 8) e de outro digenético que não pode ser identificado; nematóides *Travnema travnema* (Figura 9) e larvas não identificada, e o acantocéfalo *Gorytocephalus plecostomorum* (Figura 10) (Tabela 1).

**Tabela 1.** Número de parasitas recuperados (N); prevalência (P); intensidade média de infecção (IMI±SE); abundância média (AM±SE) e sítio de infecção (SI) dos helmintos parasitas de *Steindachnerina insculpta* coletados no trecho lótico e lântico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil.

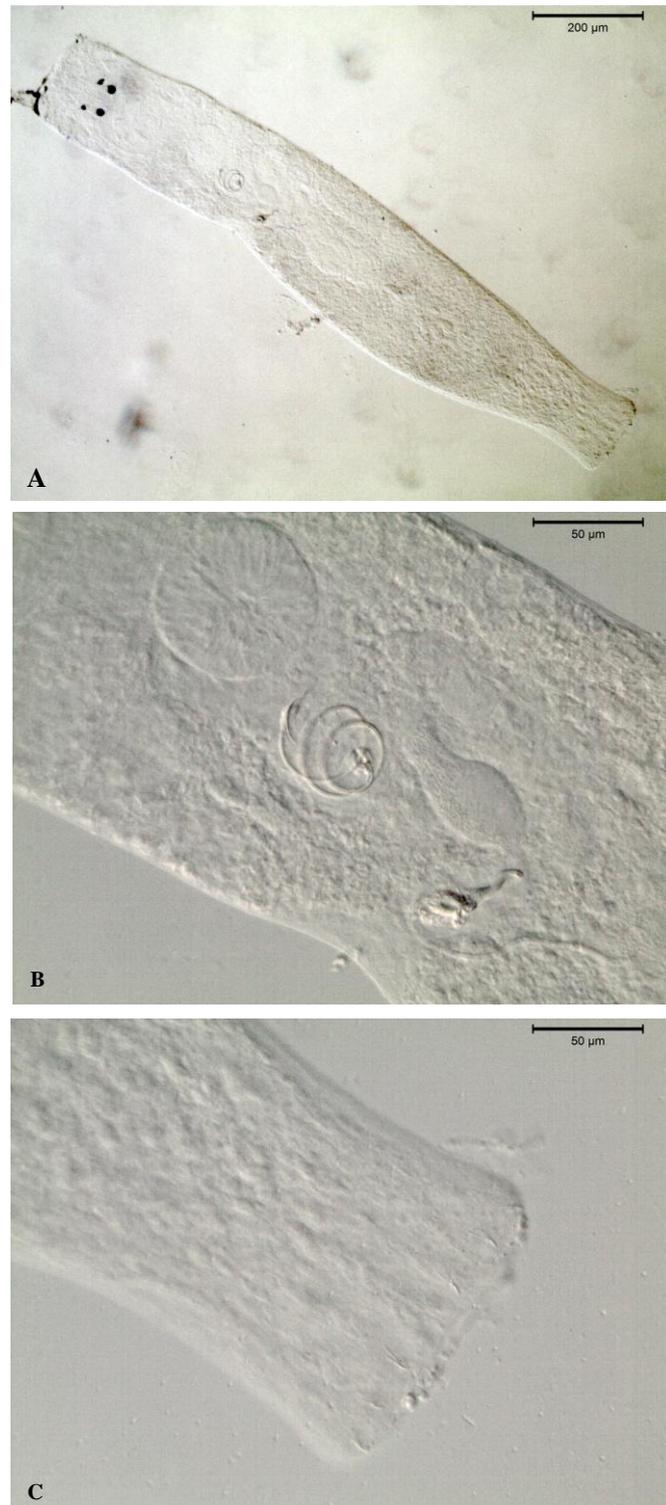
Espécies	Lótico				Lântico				SI
	N	P (%)	IMI	AM	N	P (%)	IMI	AM	
<b>Monogenea</b>	19	36,7	1,7 ± 0,3 (1-5)	0,6 ± 0,2 (0-5)	116	80	4,8 ± 1,1 (1-27)	3,9 ± 0,9 (0-27)	Pe, B, N
<i>Anacanthoroides mizelli</i>	15	26,7	1,9 ± 1,4 (1-5)	0,5 ± 1,1 (0-5)	115	80	4,8 ± 1,1 (1-27)	3,8 ± 0,9 (0-27)	Pe, B, N
<i>Diapharocleidus kabatai</i>	1	3,3	1	0,03 ± 0,03 (0-1)	1	3,3	1	0,03 ± 0,03 (0-1)	Pe, B
<i>Urocleidoides</i> sp.	2	6,7	1	0,07 ± 0,05 (0-1)	-	-	-	-	B
<i>Euryhaliotrema chaoi</i>	1	3,3	1	0,03 ± 0,03 (0-1)	-	-	-	-	B
<b>Digenea</b>									
<i>Sphincterodiplostomum musculosum</i> (metacercária)	13 94	100	46,5 ± 10,2 (1-250)	46,5 ± 10,2 (1-250)	109 5	100	36,5 ± 10,2 (2-286)	36,5 ± 10,2 (2-286)	O, Ca
Metacercária não identificada	3	6,6	1,5 ± 0,5 (1-2)	0,1 ± 0,07 (0-2)	2	6,6	1,0 ± 0 (1-2)	0,07 ± 0,07 (0-2)	Pe, B
<b>Nematoda</b>									
<i>Travnema travnema</i>	14	24	2 ± 0,4 (1-4)	0,5 ± 0,2 (0-4)	22	34	2,2 ± 0,4 (1-4)	0,7 ± 0,2 (0-4)	I
Larva não identificada	15	17	3 ± 1,3 (1-8)	0,5 ± 0,3 (0-8)	15	30	1,7 ± 0,2 (1-3)	0,5 ± 0,2 (0-3)	Ca
<b>Acanthocephala</b>									
<i>Gorytocephalus plecostomorum</i>	82	80	3,4 ± 0,5 (1-10)	2,7 ± 0,5 (0-10)	122	84	4,8 ± 1,3 (1-32)	4,1 ± 1,2 (0-32)	I

Legenda: Pe – pele; B – brânquia; N – narina; O – olhos; Ca – cavidade; I – intestino.

Metacercárias de *S. musculosum* e *G. plecostomorum* foram espécies de maior prevalência no trecho lótico, sendo as únicas consideradas espécie *core*. Entretanto, apenas metacercárias de *S. musculosum* foram encontradas com elevada abundância e intensidade média de infecção. Todos os demais *taxa* foram considerados espécies satélites, com baixas taxas de abundância e intensidade média de infecção/infestação (Tabela 1).

No trecho lântico, todos os hospedeiros analisados estavam parasitados por pelo menos uma espécie de helminto (prevalência total = 100%). Foi recuperado um total de 1372 parasitas, com uma média de 45,7 parasitas/peixe. A riqueza variou de 2 a 5 parasitas e a riqueza média foi de 3,3 parasitas/hospedeiro. Foram encontrados sete *taxa* de helmintos parasitas: monogenóides representados pelas espécies *A. mizelli* e *D. kabatai*; metacercárias de *S. musculosum* e de outro digenético que não pode ser identificado; nematóides *T. travenma* e larvas não identificada, e o acantocéfalo *G. plecostomorum* (Tabela 1).

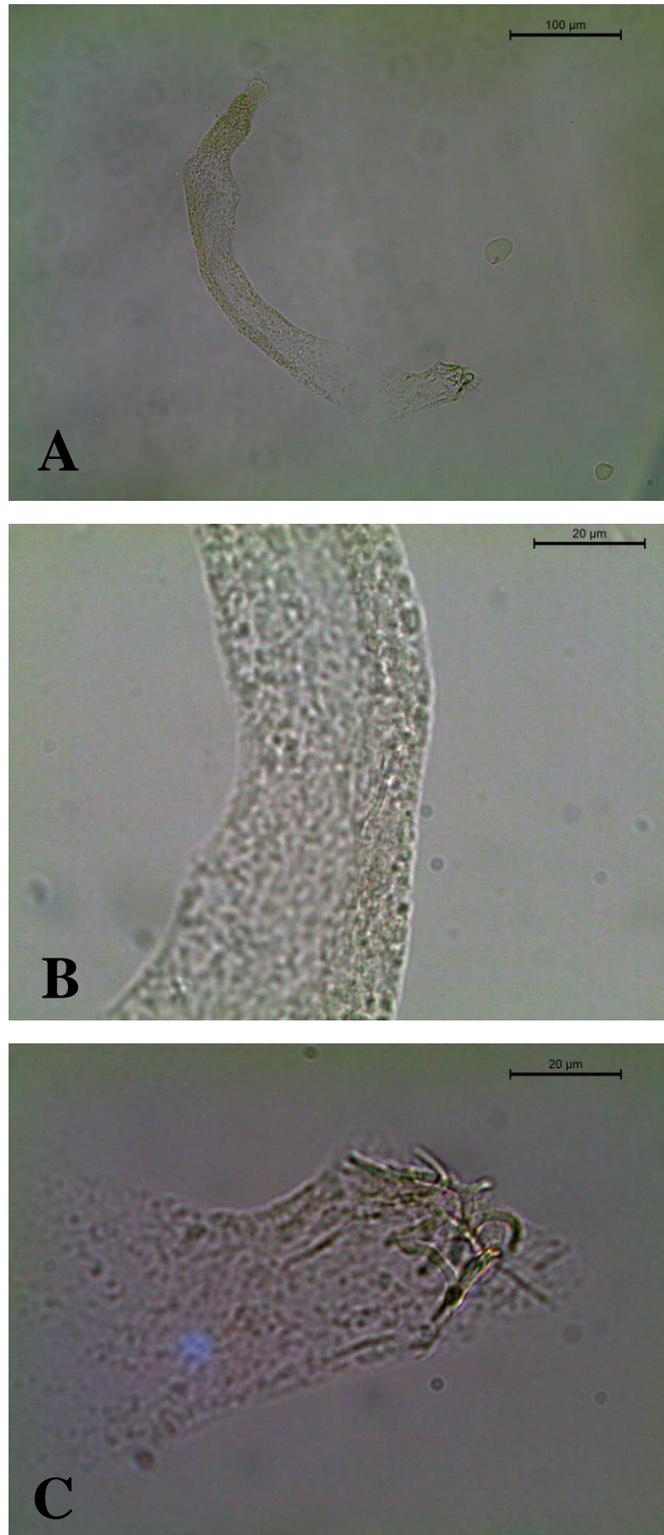
O monogenóide *A. mizelli*, metacercárias de *S. musculosum* e *G. plecostomorum* foram as espécies de maior prevalência no trecho lântico, sendo as únicas consideradas espécie centrais, *Travenma travenma* foi uma espécie secundária e os demais *taxa* foram considerados espécies satélites. Somente metacercárias de *S. musculosum* tiveram altas taxas de abundância e intensidade média de infecção (Tabela 1).



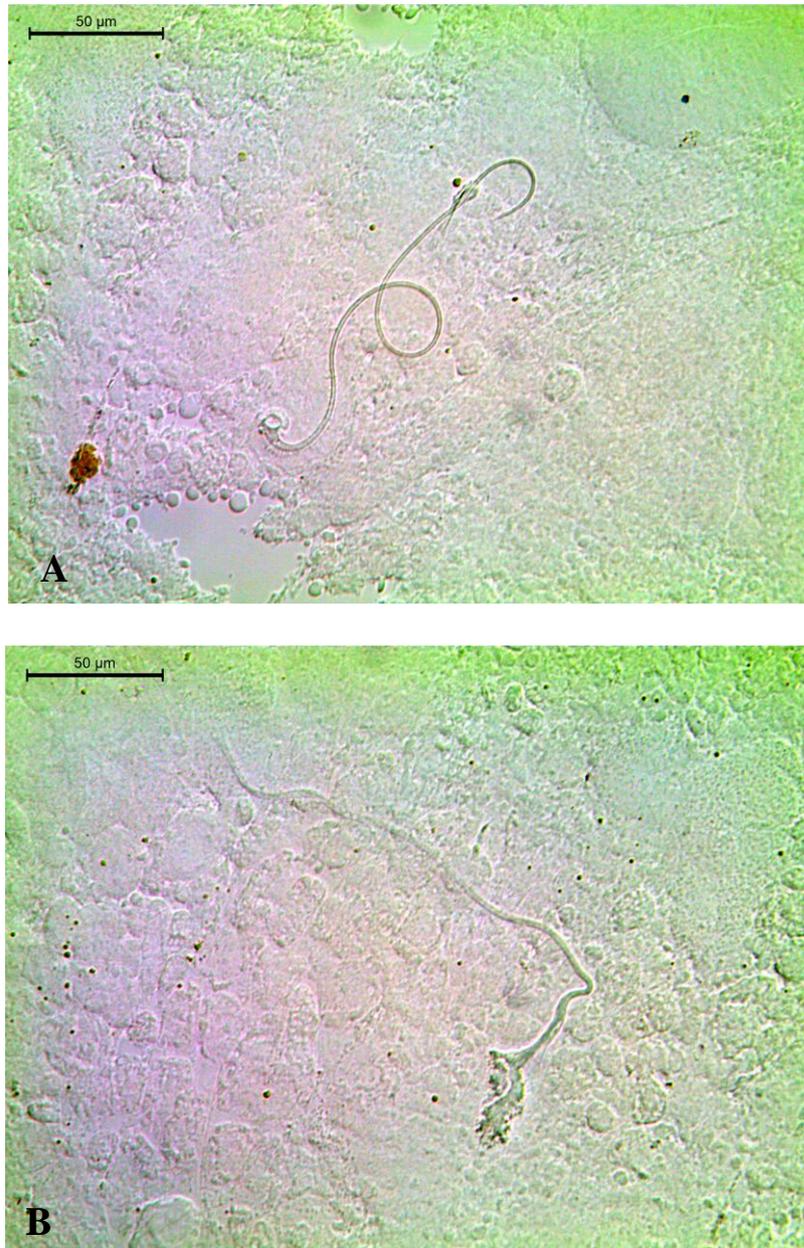
**Figura 4.** *Anacanthoroides mizelli* encontrado na pele, brânquia e narina de *Steindachnerina insculpta* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) vista total, B) complexo copulatório e vagina, C) haptor.



**Figura 5.** *Diapharocleidus kabatai* encontrado na pele e brânquia de *Steindachnerina insculpta* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) vista total, B) complexo copulatório, C) haptor.



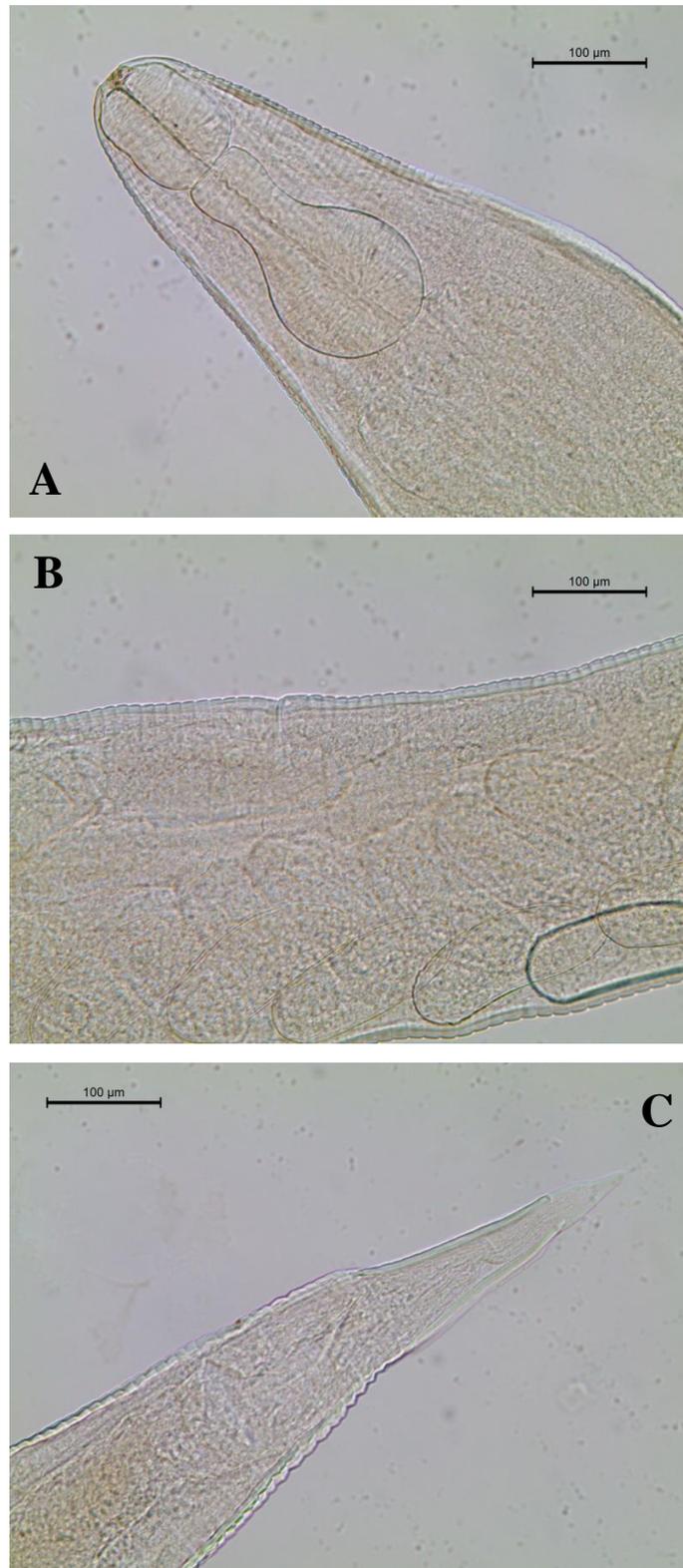
**Figura 6.** *Urocleidoides* sp. encontrado na brânquia de *S. insculpta* coletados no trecho lótico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) vista total, B) esclerito, C) haptor.



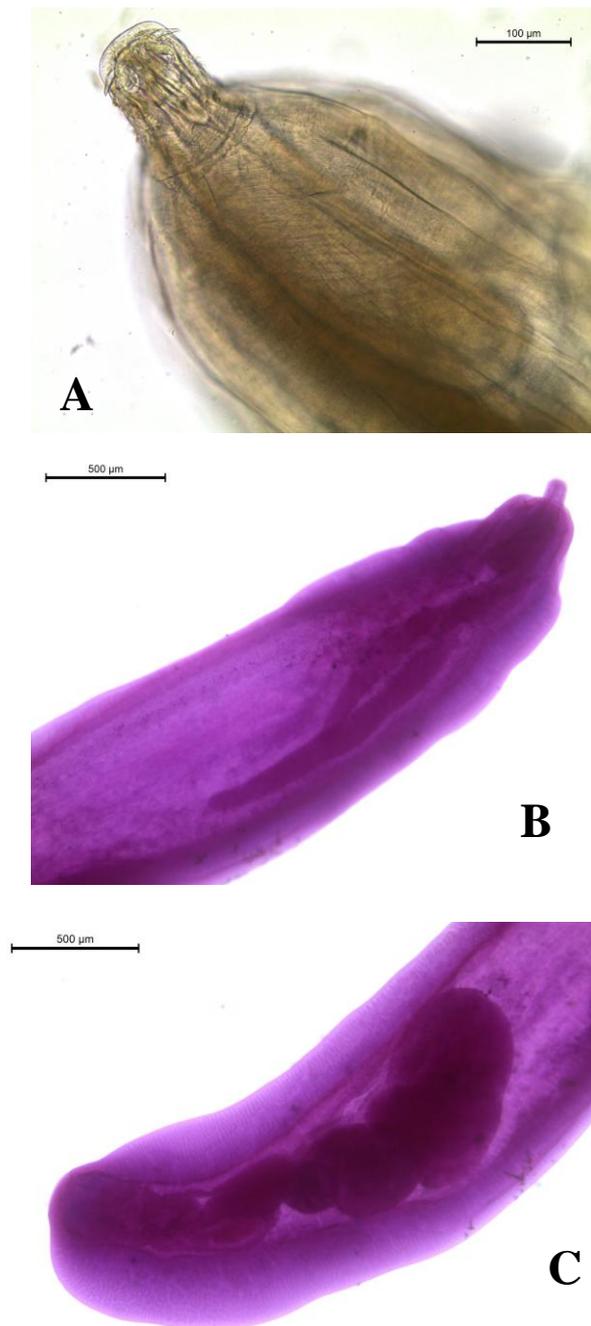
**Figura 7.** *Euryhaliotrema chaoi* encontrado na brânquia de *S. insculpta* coletados no trecho lótico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) complexo copulatório B) vagina.



**Figura 8.** *Sphincterodiplostomum musculosum* encontrado nos olhos e na cavidade de *S. insculpta* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil.



**Figura 9.** *Travnema travnema* encontrado no intestino de *S. insculpta* coletados nos trechos lóxico e léntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) região anterior B) vagina e parte do útero com ovos C) região posterior .

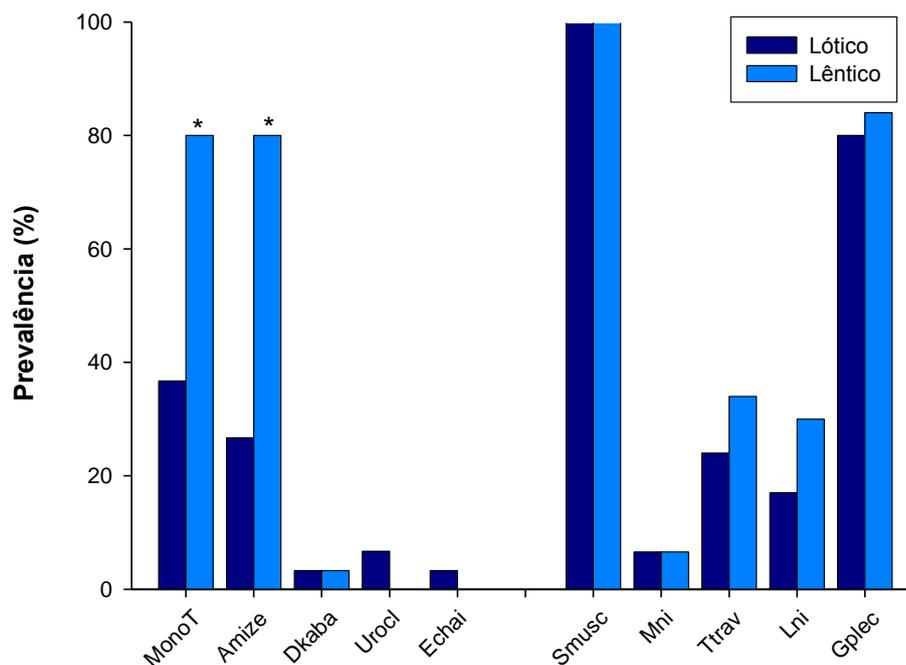


**Figura 10.** *Gorytocephalus plecostomorum* encontrado no intestino de *S. insculpta* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) Probóscide evertida B) região anterior C) região posterior.

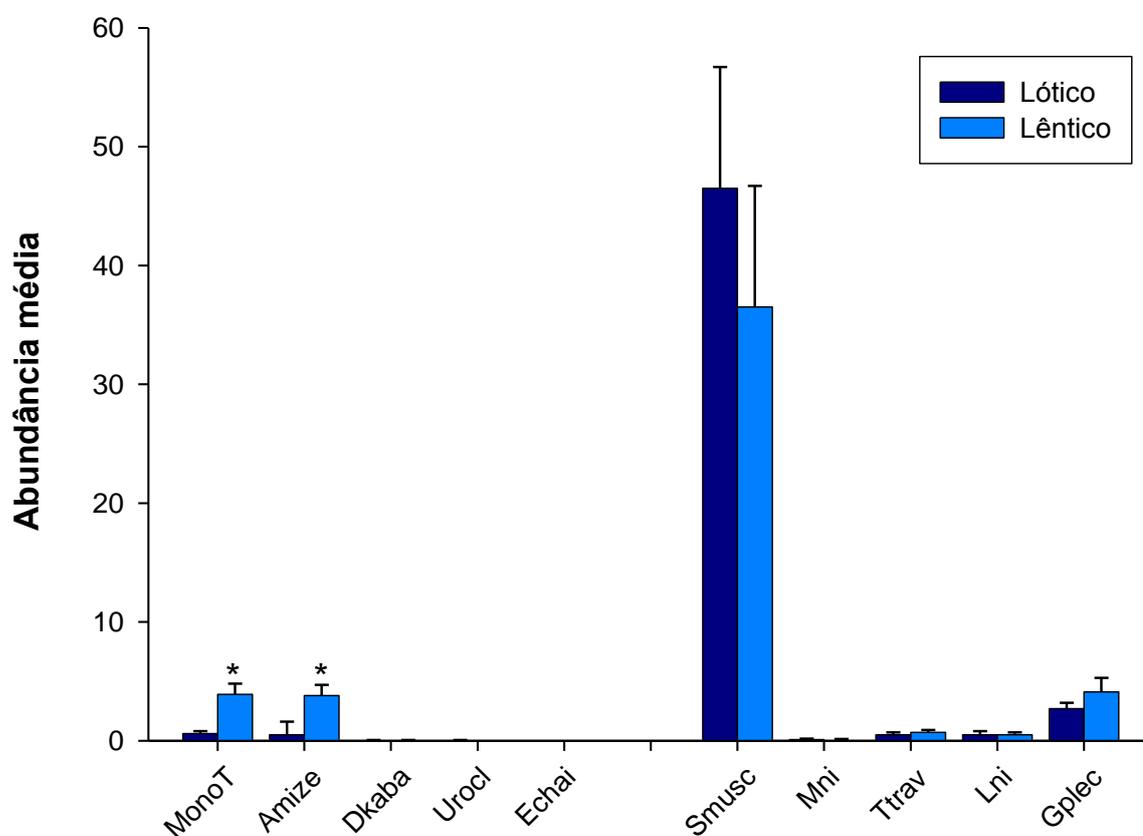
### Comparação entre os trechos lótico e lêntico

A prevalência total ( $z = -1,297$ ;  $p = 0,194$ ), abundância total e intensidade média de infecção total ( $U = 956,0$ ;  $p = 0,549$ ) foi semelhante entre os trechos lótico e lêntico. A riqueza média foi significativamente maior no trecho lêntico ( $U = 756,0$ ;  $p = 0,019$ ), entretanto, o número de espécies encontradas foi maior no trecho lótico.

Em relação aos parasitas encontrados, observamos que tanto a prevalência de monogenóides total ( $z = 3,14$ ;  $p = 0,002$ ) e *A. mizelli* ( $z = 3,879$ ;  $p \leq 0,001$ ) (Figura 11) como a abundância média de monogenóides total ( $U = 642,0$ ;  $p \leq 0,001$ ) e *A. mizelli* ( $U = 623,5$ ;  $p \leq 0,001$ ) foram maiores no trecho lêntico (Figura 12).



**Figura 11.** Prevalência dos helmintos parasitas de *Steindachnerina insculpta* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. Legenda: MonoT – monogenóides total; Amize - *Anacanthoroides mizelli*; Dkaba - *Diaphorocleidus kabatai*; Urocl - *Urocleidoides* sp.; Echai - *Euryhaliotrema chaoi*; Smusc - *Sphincterodiplostomum musculosum*; Mni – metacercária não identificada; Ttrav - *Travnema travnema*; Lni – larvas não identificadas; Gplec - *Gorytocephalus plecostomorum*.



**Figura 12.** Abundância média dos helmintos parasitas de *Steindachnerina insculpta* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. Legenda: Monot – monogenóides total; Amize - *Anacanthoroides mizelli*; Dkaba - *Diaphorocleidus kabatai*; Urocl - *Urocleidoides* sp.; Echai - *Euryhaliotrema chaoi*; Smusc - *Sphincterodiplostomum musculosum*; Mni – metacercária não identificada; Ttrav - *Travnema travnema*; Lni – larvas não identificadas; Gplec - *Gorytocephalus plecostomorum*.

O índice de Simpson demonstra que, em ambos os trechos, as comunidades de helmintos tem baixa diversidade, enquanto que o índice de Jaccard ( $SJ = 8,0$ ) mostra grande similaridade entre as comunidades de parasitas dos dois trechos. Entretanto, o índice Shannon-Wiener mostra que no trecho lêntico as comunidades de helmintos tem uma diversidade um pouco maior do que as do trecho lótico. Os índices de

equitabilidade de Pielou foram baixos para os dois trechos, sugerindo a existência de espécies dominantes em ambas as comunidades (Tabela 2). O índice de Bergar-Parker mostra que em ambos os trechos, metacercárias de *S. musculosum* foi a espécie dominante, porém o índice de dominância foi semelhante em ambos os trechos (Tabela 3).

**Tabela 2.** Índices ecológicos para as comunidades de parasitas de *Steindachneria inculpta* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil.

Índices ecológicos	Lótico	Lêntico
Simpson	0,16	0,35
Shannon-Wiener	0,40	0,69
Equitabilidade de Pielou	0,13	0,25

**Tabela 3.** Índice de Berger-Parker para as espécies de helmintos de *Steindachneria inculpta* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil.

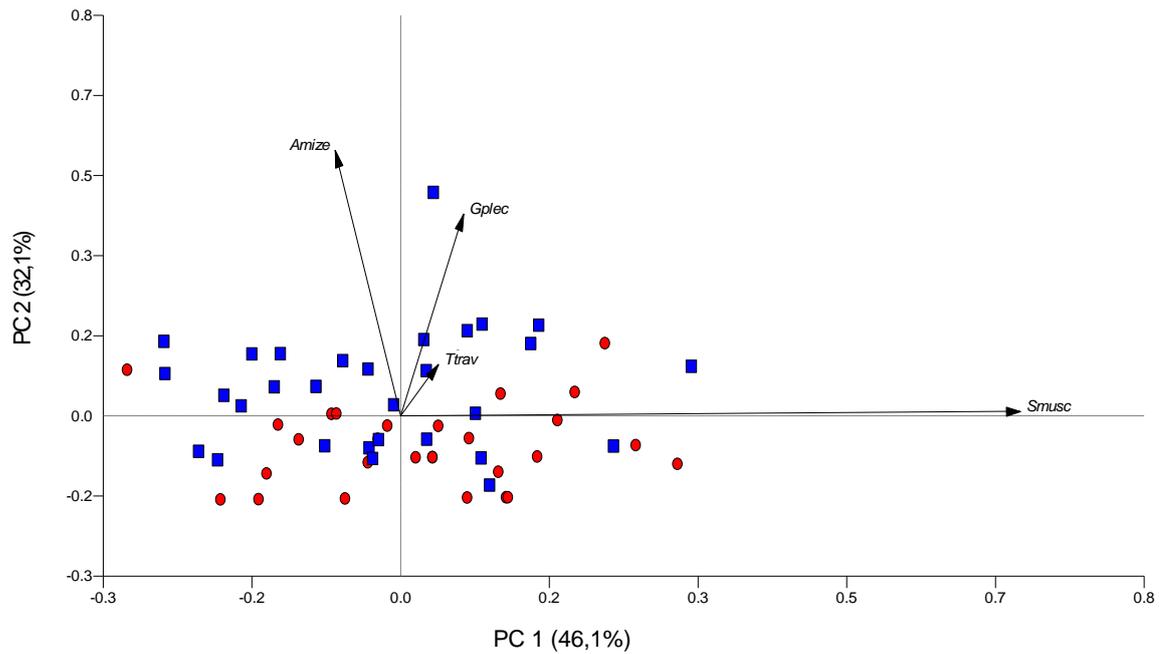
Helminto	Lótico	Lêntico
<b>Monogenea</b>		
<i>Anacanthoroides mizelli</i>	0,010	0,084
<i>Diaphorocleidus kabatai</i>	0,001	0,001
<i>Urocleidoides</i> sp.	0,001	-
<i>Euryhaliotrema chaoi</i>	0,001	-
<b>Digenea</b>		
<i>Sphincterodiplostomum musculosum</i> (Metacercária)	0,913	0,798
Metacercária não identificada	0,002	0,001
<b>Nematoda</b>		
<i>Travnema travnema</i>	0,009	0,016
Larva não identificada	0,010	0,011
<b>Acanthocephala</b>		
<i>Gorytocephalus plecostomorum</i>	0,054	0,061

Foi observado também que a maioria das espécies de parasitas, encontrados nos hospedeiros dos trechos lótico e lêntico, apresentou um padrão de distribuição agregado. Somente as espécies que ocorreram em maior prevalência e abundância média (metacercárias de *S. musculosum* e *G. plecostomorum*) apresentaram índice de agregação mediano (Tabela 4).

**Tabela 4.** Índice de agregação para as espécies de helmintos de *Steindachneria inculpta* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil.

<b>Espécies</b>	<b>Lótico</b>	<b>Lêntico</b>
<i>Anacanthoroides mizelli</i>	0,779	0,537
<i>Diaphorocleidus kabatai</i>	0,935	0,935
<i>Urocleidoides</i> sp.	0,903	-
<i>Euryhaliotrema chaio</i>	0,779	-
<i>Sphincterodiplostomum musculosum</i> (Metacercária)	0,534	0,579
Metacercária não identificada	0,914	0,935
<i>Travnema travnema</i>	0,806	0,739
Larva não identificada	0,875	0,738
<i>Gorytocephalus plecostomorum</i>	0,482	0,516

Na análise multivariada baseada na comunidade componente de helmintos parasitas de *S. inculpta* observa-se uma relativa separação entre os espécimes dos trechos lótico (distribuídos majoritariamente nos quadrantes superiores) e lêntico (distribuídos majoritariamente nos quadrantes inferiores). Nesta análise, observamos que *A. mizelli*, *G. plecostomorum* e *T. travnema* foram as principais espécies responsáveis por esta separação, respectivamente, por ordem de importância vetorial (Figura 13).



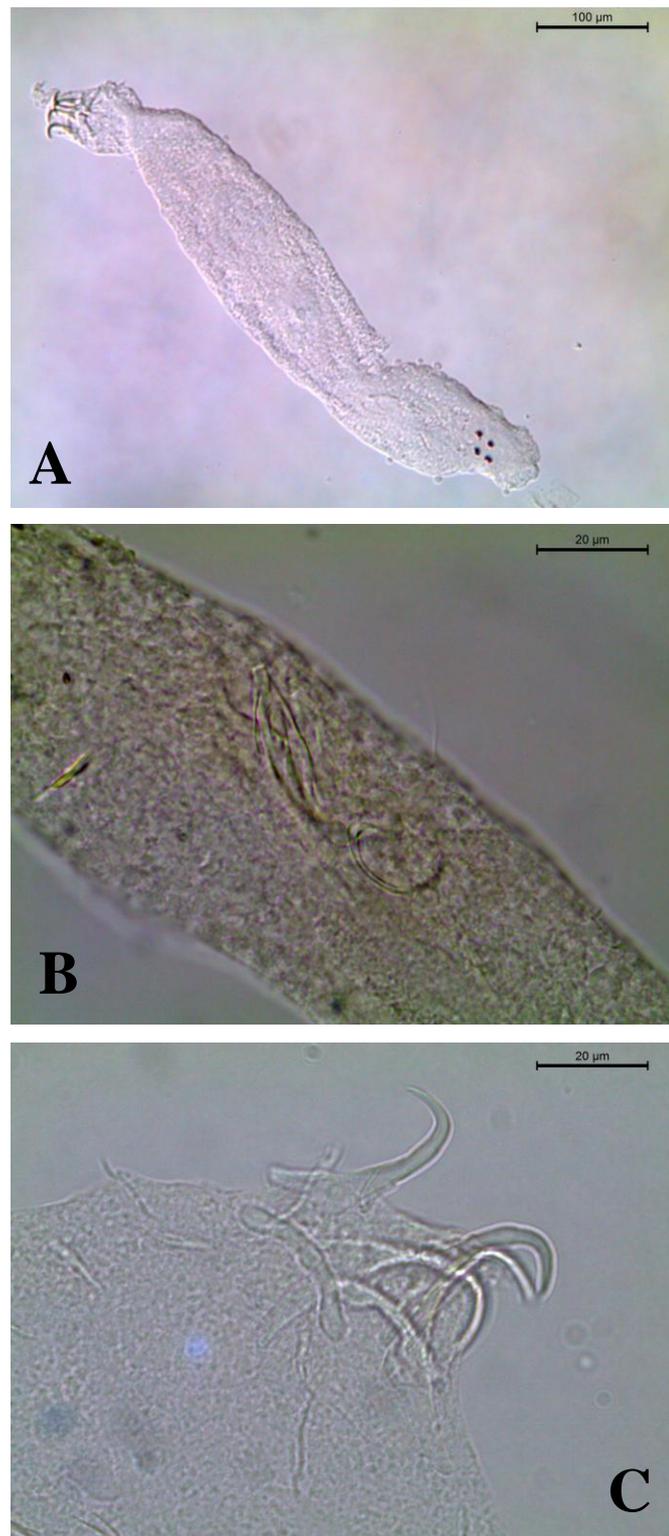
**Figura 13.** Scatterplot dos escores da análise dos componentes principais (PCA) da comunidade de parasitas de *Steindachnerina inculpta* no trecho lótico (●) e lêntico (■) do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. Os valores apresentados nos eixos das ordenadas e abscissas representam a maior quantidade de variação do conjunto de dados. Escala vetorial = 0,41.

### *Astyanax fasciatus*

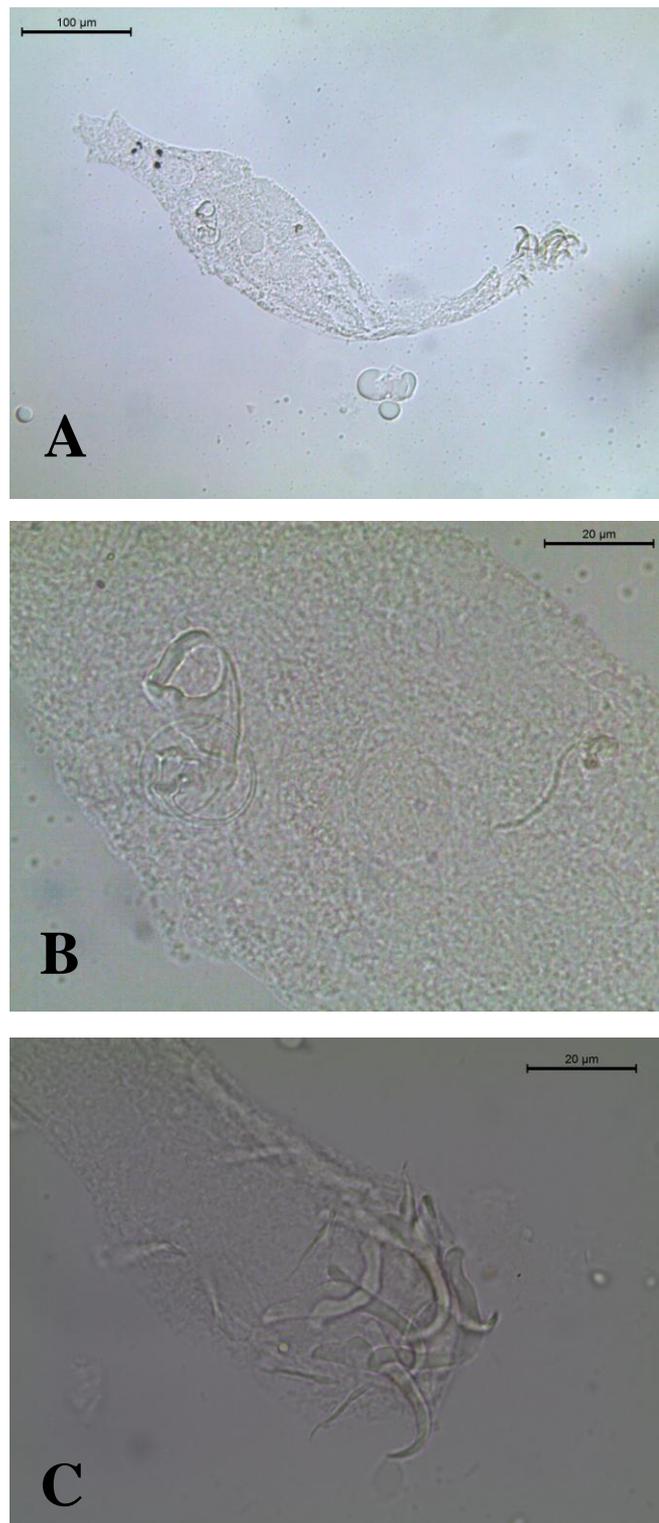
No trecho lótico, 93,3% dos hospedeiros analisados estavam parasitados por pelo menos uma espécie de helminto (prevalência total = 93,3%). Foi recuperado um total de 169 parasitas, com uma média de 5,64 parasitas/peixe. A riqueza variou de 1 a 4 parasitas e a riqueza média foi de 2,3 parasitas/peixe. Foram encontrados seis diferentes *taxa* de helmintos parasitas: monogenóides representados pelas espécies *Characithecium costaricensis* (Figura 14), *Diaphorocleidus kabatai* (Figura 15), *Jainus* sp. (Figura 16) e *Gyrodactylus* sp.; o nematóide *Procamallanus* (*Spirocamallanus*) *inopinatus* (Figura 20) e larvas não identificadas de nematóides (Tabela 5).

No trecho lêntico, 90% dos hospedeiros analisados estavam parasitados por pelo menos uma espécie de helminto (prevalência total = 90%). Foi recuperado um total de 169 parasitas, com média de 5,4 parasitas/peixe. A riqueza variou de 1 a 5 parasitas e a riqueza média foi de 2,3 parasitas/hospedeiro. Foram encontrados oito diferentes *taxa* de helmintos parasitas: monogenóides representados pelas espécies *Cacatuocotyle paranaensis* (Figura 17), *C. costaricensis*, *D. kabatai*, *Jainus* sp. e *Notozothecium* sp. (Figura 18); o digenético *Antorchis lintoni* (Figura 19); metacercárias não identificadas e larvas não identificadas de nematoide (Tabela 5).

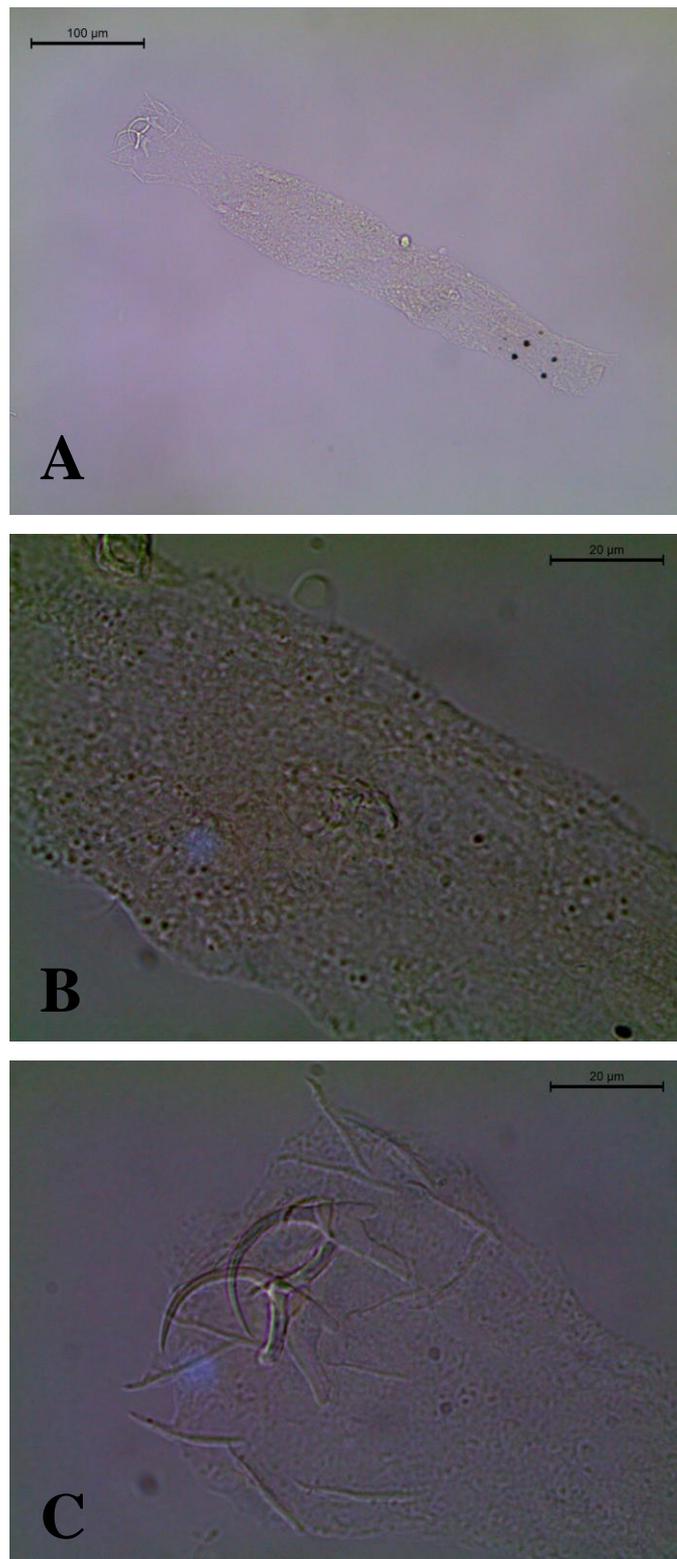
Os monogenóides *C. costaricensis* e *D. kabatai* foram as espécies de maior prevalência nos trechos lótico e lêntico, sendo consideradas espécies centrais. As larvas de nematóides foram consideradas espécies secundárias e os demais *taxa* foram considerados espécies satélites (Tabela 5).



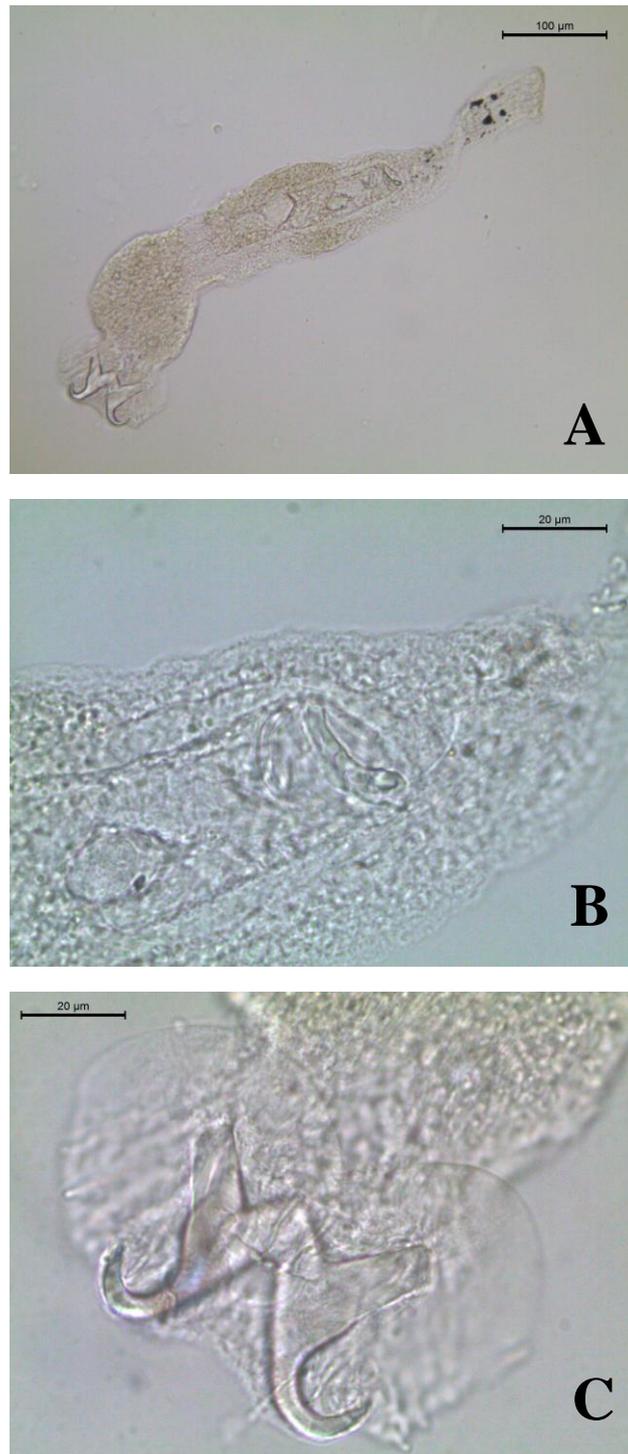
**Figura14** . *Characitecium costaricensis* encontrado na pele, brânquia e narina de *Astyanax fasciatus* coletados nos trechos lótico e lântico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) vista total, B) complexo copulatório, C) haptor.



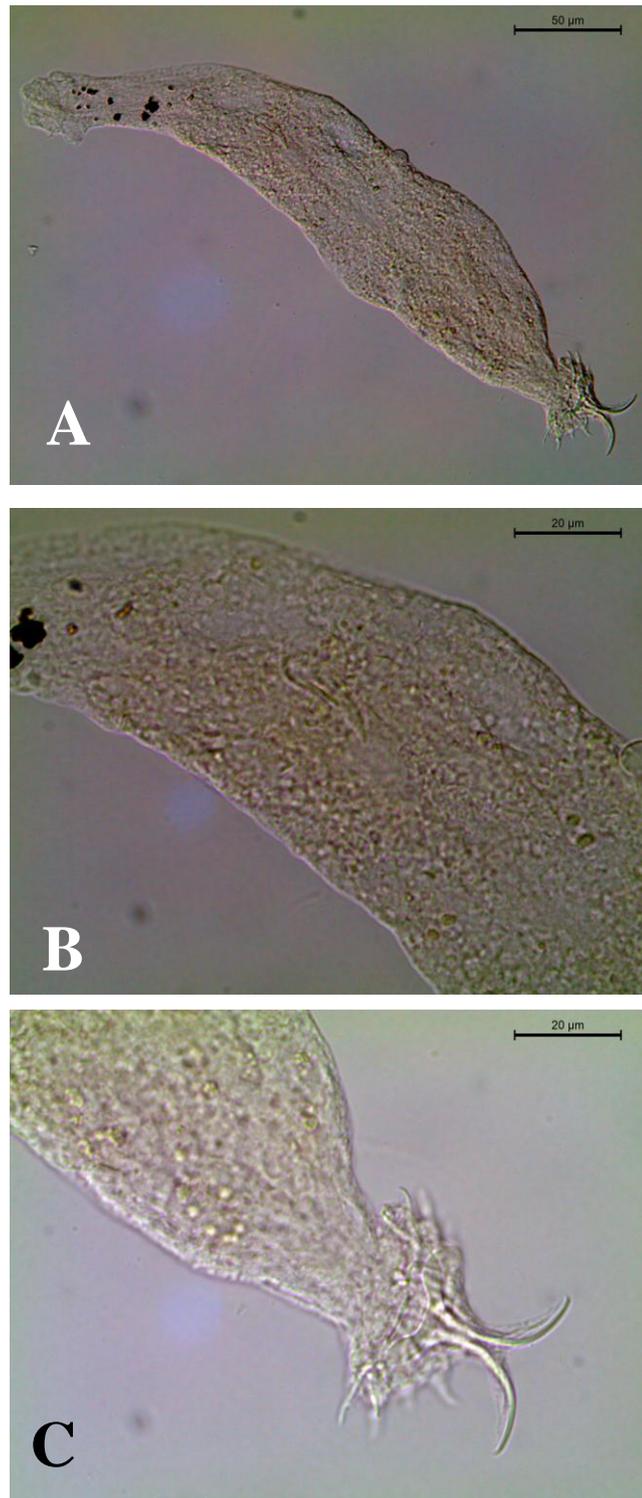
**Figura 15.** *Diapharocleidus kabatai* encontrado na pele, brânquia e narina de *Astyanax fasciatus* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) vista total, B) complexo copulatório e vagina, C) haptor.



**Figura 16.** *Jainus* sp. encontrado na brânquia e narina de *Astyanax fasciatus* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) vista total, B) complexo copulatório, C) haptor.



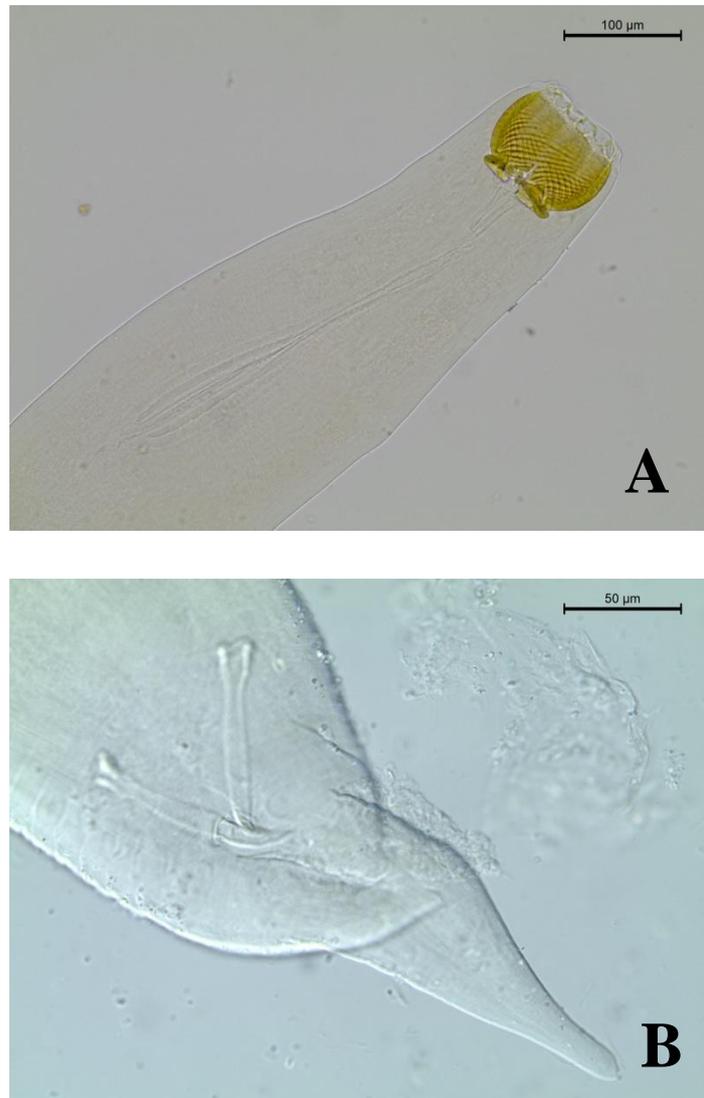
**Figura 17.** *Cacatuocotyle paranensis* encontrado na pele de *Astyanax fasciatus* coletados nos trecho lântico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) vista total, B) complexo copulatório, C) haptor.



**Figura 18.** *Notozothecium* sp. encontrado na brânquia de *Astyanax fasciatus* coletados no trecho lântico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) vista total, B) complexo copulatório, C) haptor.



**Figura 19.** *Antorchis lintoni* encontrado no intestino de *Astyanax fasciatus* coletados no trecho lântico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil.



**Figura 20.** *Procammallanus (Spirocamallanus) inopinatus* encontrado no intestino de *A. fasciatus* coletado no trecho lótico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil A) região anterior B) região posterior.

**Tabela 5.** Número de parasitas recuperados (N); prevalência (P); intensidade média de infecção (IMI±SE); abundância média (AM±SE) e sítio de infecção (SI) dos helmintos parasitas de *Astyanax fasciatus* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil.

Espécies	Lótico				Lêntico				Habitat
	N	P (%)	IMI	AM	N	P (%)	IMI	AM	
<b>Monogenea</b>	132	83,3	5,3 ± 0,7 (1-16)	4,4 ± 0,7 (0-16)	89	66,7	4,5 ± 1,0 (1-20)	3,0 ± 0,8 (0-20)	Pe, B, N
<b>Dactylogyridae</b>									
<i>Cacatuocotyle paranaensis</i>	-	-	-	-	3	10	1	0,1 ± 0,05 (0-1)	Pe
<i>Characithecium costaricensis</i>	58	83,3	2,3 ± 0,3 (1-7)	1,9 ± 0,3 (0-7)	27	66,7	1,3 ± 0,3 (1-7)	0,9 ± 0,2 (0-7)	Pe, B, N
<i>Diaphorocleidus kabatai</i>	72	83,3	2,9 ± 0,4 (1-9)	2,4 ± 0,4 (0-9)	55	66,7	2,7 ± 0,7 (1-13)	1,8 ± 0,5 (0-13)	Pe, B, N
<i>Jainus</i> sp.	1	3,3	1	0,03 ± 0,03 (0-1)	2	6,7	1	0,06 ± 0,04 (0-1)	N, B
<i>Notozothecium</i> sp.	-	-	-	-	2	6,7	1	0,06 ± 0,04 (0-1)	B
<b>Gyrodactylidae</b>									
<i>Gyrodactylus</i> sp.	1	3,3	1	0,03 ± 0,03 (0-1)	-	-	-	-	B
<b>Digenea</b>									
<i>Antorchis lintoni</i>	-	-	-	-	30	3,3	30	1,0 ± 1,0 (0-30)	I
Metacercária não identificada	-	-	-	-	2	6,7	1	0,06 ± 0,04 (0-1)	Pe
<b>Nematoda</b>									
<i>Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus</i>	1	3,3	1	0,03 ± 0,03 (0-1)	-	-	-	-	
Larvas não identificadas	36	54	2,2 ± 0,4 (1-7)	1,2 ± 0,3 (0-7)	48	64	2,5 ± 0,3 (1-7)	1,6 ± 0,3 (0-7)	Ca

Legenda: Pe – pele; B – brânquia; N – narina; Ca – cavidade; I – intestino.

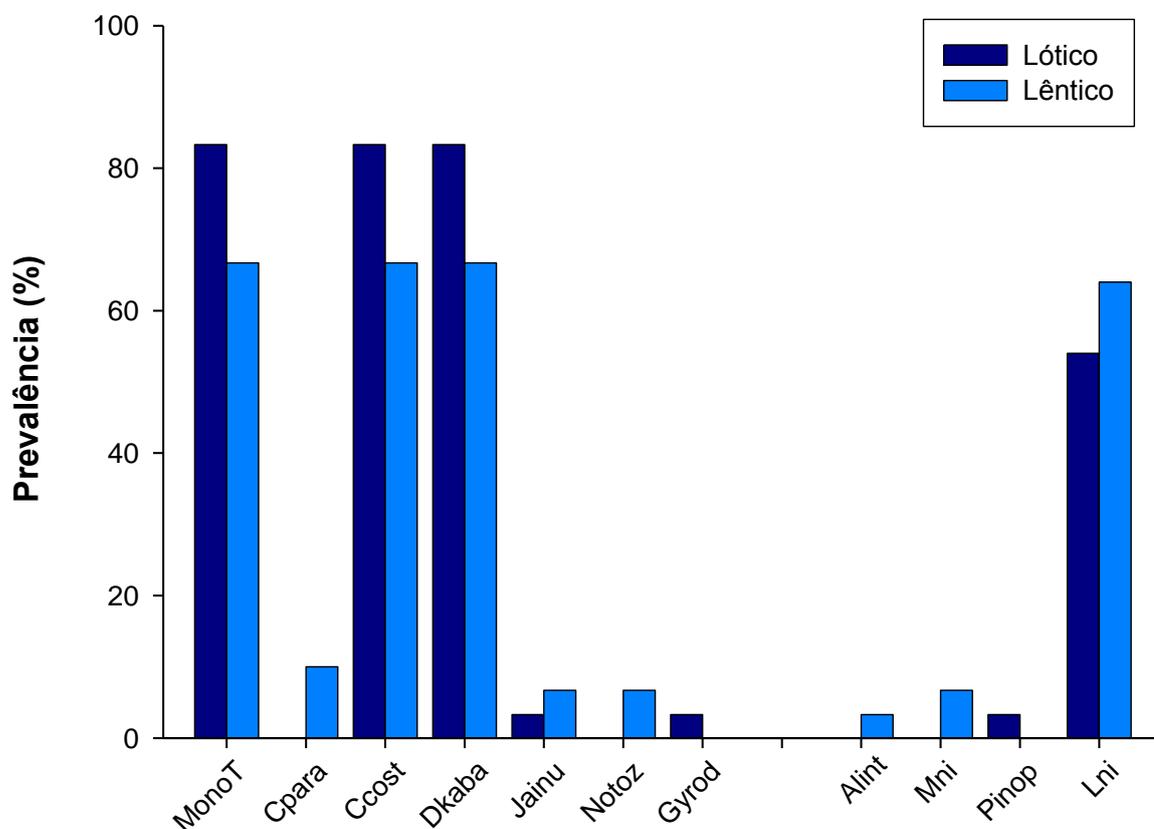
### Comparação entre os trechos lóticos e lêntico

A prevalência total ( $z = -0,00467$ ;  $p = 0,996$ ) e número total de helmintos recuperados ( $U = 991$ ;  $p = 0,264$ ) foi semelhante entre os trechos lótico e lêntico (Figura 21). A riqueza média foi igual entre os trechos lótico e lêntico, no entanto a riqueza foi ligeiramente maior no trecho lêntico.

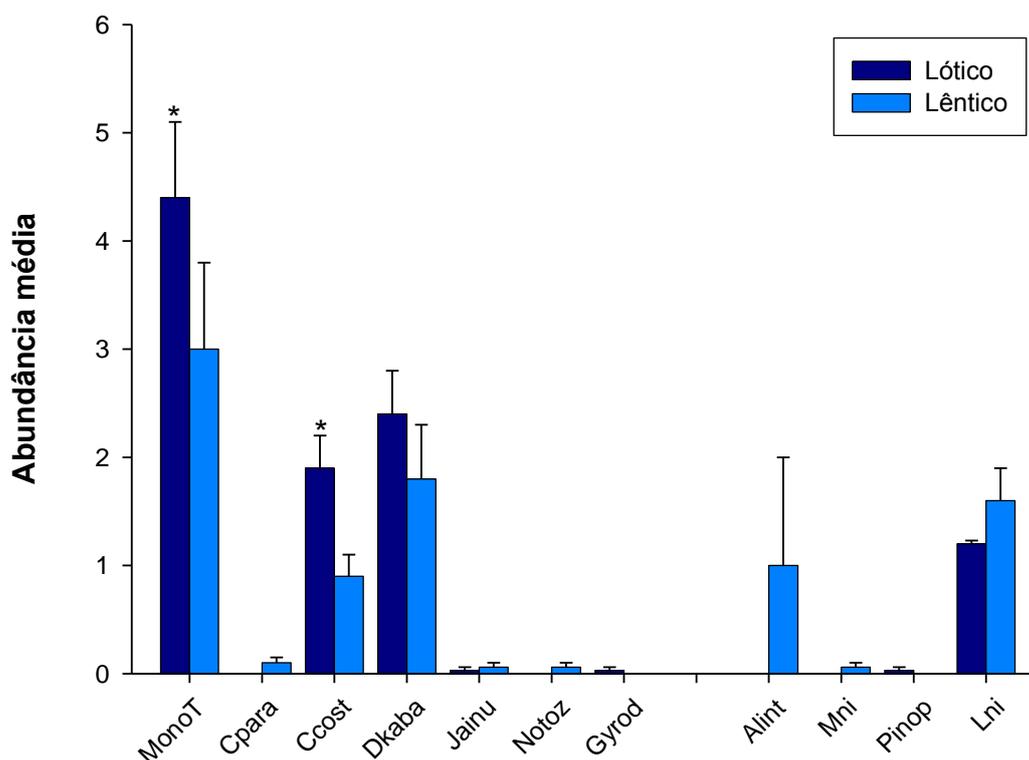
Em relação aos parasitas encontrados, observa-se que a abundância média de monogenóides total ( $U = 1053$ ;  $p = 0,042$ ) e *C. costaricensis* ( $U = 1107$ ;  $p = 0,005$ ) foi maior no trecho lótico (Figura 22).

O índice de Simpson demonstra que em ambos os trechos, as comunidades de helmintos tem alta diversidade, enquanto que o índice de Jaccard ( $SJ = 0,7$ ) mostra similaridade entre as comunidades de parasitas dos dois trechos. O índice de Shannon-Wiener mostra que no trecho lótico as comunidades de helmintos tem uma diversidade um pouco maior do que as do trecho lótico. Os índices de equitabilidade de Pielou foram medianos para os dois trechos, sugerindo que a dominância seja compartilhada por mais de uma espécie na comunidade (Tabela 6). O índice de Berger-Parker mostra que para os dois trechos, *D. kabatai* foi a espécie dominante, porém *C. costaricensis* e larvas de nematóides apresentaram índices de dominância próximos aos de *D. kabatai* nos trechos lótico e lêmico, respectivamente (Tabela 7).

Foi observado também que a maioria das espécies de parasitas, encontrados nos hospedeiros dos trechos lótico e lêmico, apresentou um padrão de distribuição agregado. Somente as espécies *C. paranensis*, *D. kabatai* e larvas não identificadas de nematóides apresentaram índice de agregação mediano (Tabela 8).



**Figura 21.** Prevalência dos helmintos parasitas de *Astyanax fasciatus* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. Legenda: MonoT – monogenóides total; Cpara - *Characithecium costaricensis*; Dkaba - *Diaphorocleidus kabatai*; Jainu – *Jainus* sp.; Notoz - *Notozothecium* sp.; Girod - *Gyrodactylus* sp.; Alint – *Antorchis lintoni*; Mni – metacercária não identificada; Pinop - *Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus* ; Lni – larvas não identificadas.



**Figura 22.** Abundância média dos helmintos parasitas de *Astyanax fasciatus* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. Legenda: Monot – monogenóides total; Cpara - *Characithecium costaricensis*; Dkaba - *Diaphorocleidus kabatai*; Jainu – *Jainus* sp.; Notoz - *Notozothecium* sp.; Girod - *Gyrodactylus* sp.; Alint – *Antorchis lintoni*; Mni – metacercária não identificada; Pinop - *Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus* ; Lni – larvas não identificadas.

**Tabela 6.** Índices ecológicos para as comunidades de parasitas de *Astyanax fasciatus* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil.

Índices ecológicos	Lótico	Lêntico
Simpson	0,66	0,76
Shannon-Wiener	1,15	1,55
Equitabilidade de Pielou	0,45	0,52

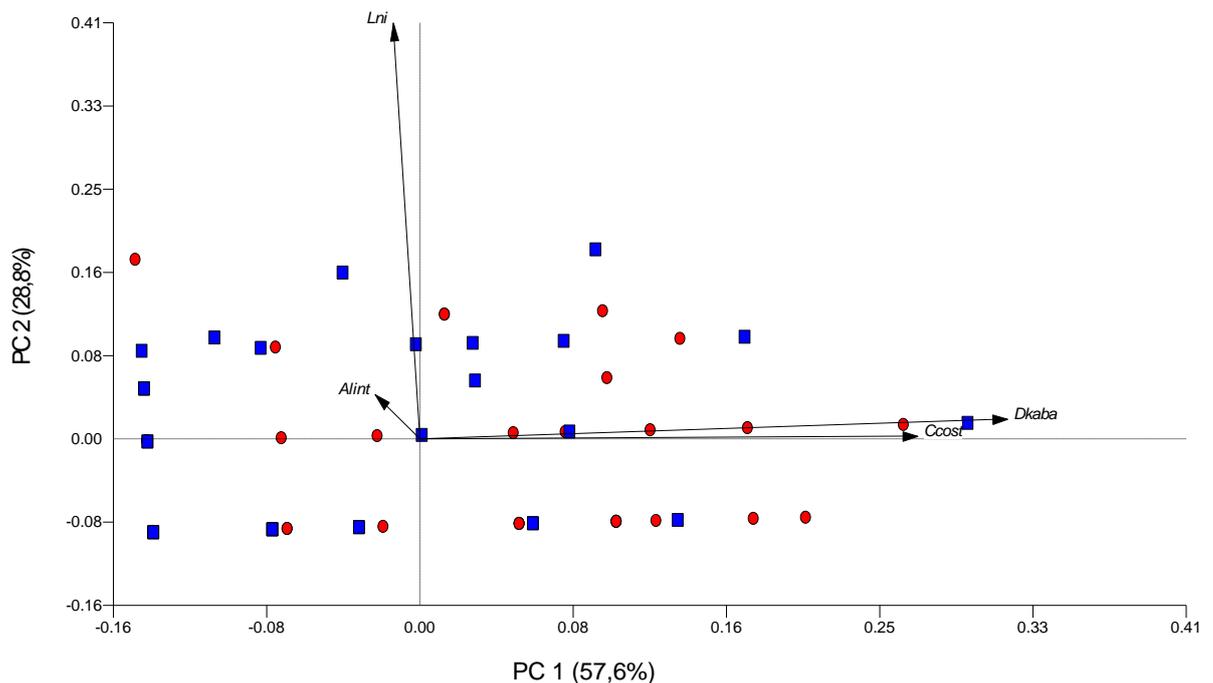
**Tabela 7.** Índice de Berger-Parker para as espécies de helmintos de *Astyanax fasciatus* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil.

Helminto	Lótico	Lêntico
<b>Monogenea</b>		
<i>Cacatuocotyle paranensis</i>	-	0,018
<i>Characithecium costaricensis</i>	0,343	0,16
<i>Diapharocleidus kabatai</i>	0,426	0,325
<i>Jainus</i> sp.	0,006	0,012
<i>Notozothecium</i> sp.	-	0,012
<i>Gyrodactylus</i> sp.	0,006	-
<b>Digenea</b>		
<i>Antorchis lintoni</i>		0,178
Metacercária não identificada	-	0,012
<b>Nematoda</b>		
<i>Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus</i>	0,006	-
Larva não identificada	0,213	0,284

**Tabela 8.** Índice de agregação para as espécies de helmintos de *Astyanax fasciatus* coletados nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil.

	Lótico	Lêntico
<i>Cacatuocotyle paranensis</i>	0,469	0,646
<i>Characithecium costaricensis</i>	-	0,871
<i>Diapharocleidus kabatai</i>	0,426	0,607
<i>Jainus</i> sp.	0,935	0,903
<i>Notozothecium</i> sp.	-	0,935
<i>Gyrodactylus</i> sp.	0,935	-
<i>Antorchis lintoni</i>	-	0,935
Metacercária não identificada	-	0,935
<i>Procamallanus (Spirocamallanus)</i> <i>inopinatus</i>	0,935	-
Larva não identificada	0,645	0,542

Na análise multivariada baseada na comunidade componente de helmintos parasitas de *A. fasciatus* observa-se que não há separação entre os espécimes dos trechos lótico e lêntico. As espécies *A. lintoni*, larvas de nematoide, *D. kabatai* e *C. costaricensis* foram as que tiveram maior importância na análise (Figura 23).



**Figura 23.** Scatter plots dos escores da análise dos componentes principais (PCA) da comunidade de parasitas de *Astyanax fasciatus* no trecho lótico (●) e lêntico (■) do rio Taquari, reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. Os valores apresentados nos eixos das ordenadas e abscissas representam a maior quantidade de variação do conjunto de dados. A escala do vetor = 0,41. Legenda: Alint – *Antorchis lintoni*; LnI: larvas não identificadas; Dkab - *Diaphorocleidus kabatai*; Ccost - *Characithecium costaricensis*.

## DISCUSSÃO

O presente estudo foi conduzido para avaliar a helmintofauna de *S. insculpta* e *A. fasciatus* no rio Taquari, São Paulo, tributário do rio Paranapanema, que sofre efeito do represamento da barragem de Jurumirim, e verificar se alguma das espécies de helmintos pode atuar como bioindicadora de impacto ambiental.

Para a espécie *S. insculpta* foi recuperada uma riqueza de nove *taxa* de helmintos e destes nove *taxa*, seis foram identificados até o nível de espécie, uma espécie identificada até o nível de gênero e os outros dois *taxa* não foram identificados, pois estavam em estágio larval. Os estudos sobre a fauna parasitária de *S. insculpta* são raros e aqueles que foram realizados são recentes. Takemoto *et al.* (2009) registraram o monogênioide *Urocleidoides* sp., metacercárias de *Diplostomum* sp. (Digenea:

Diplostomatidae) e os nematóides *T. travnema* e *Cosmoxynema vianai* em exemplares de *S. insculpta* da planície de inundação do Alto rio Paraná. Abdallah *et al.* (2012) em um estudo sobre novos hospedeiros e registros de distribuição para nematóides no rio do Peixe, São Paulo, relataram a ocorrência de *C. vianai*, *Guyanema* sp., *Ichthyouris* sp., e *T. travnema*. Finalmente, Zago *et al.* (2013) registraram pela primeira vez metacercárias de *S. musculosum* em *S. insculpta* no reservatório de Chavantes, São Paulo. Ademais, Ceschini *et al.* (2010) realizaram estudo sobre a fauna de endoparasitas da espécie congênera *Steindachnerina brevipinna* no qual registraram metacercárias de *S. musculosum* e também *T. travnema*.

Os helmintos parasitas encontrados em *S. insculpta* são generalistas e foram anteriormente relatados em outros peixes de água doce (Tabela 9). Os monogenóides *A. mizelli*, *D. kabatai* e *E. chaoi* encontrados neste estudo são registros de novo hospedeiro para *S. insculpta*, assim como o acantocéfalo *G. plecostomorum*. Apesar disso, todos os registros encontrados representam uma nova distribuição geográfica para estes parasitas, visto não existirem estudos parasitológicos conduzidos no rio Taquari, São Paulo. Uma das espécies encontradas foi identificada ao nível de gênero (*Urocleidoides*) e, portanto, não é possível avaliar aspectos relacionados a interação parasita-hospedeiro.

Metacercária de *S. musculosum* foi a espécie dominante nos trechos lótico e lêntico do rio Taquari, ocorrendo em 100% dos animais, e em alta abundância. O estudo de Zago *et al.* (2013) registrou prevalência ligeiramente menor (96,67%) para estas metacercárias quando comparados com este estudo, no entanto a intensidade média de infecção (96,6 *versus* 41,5) e abundância média (93,3 *versus* 41,5) foram consideravelmente maiores, além disso, Zago *et al.* (2013) também encontraram *S. musculosum* parasitando outro sítio de infecção que não os olhos, como a cavidade celomática. Ceschini *et al.* (2010) também encontraram estas metacercárias em *S. brevipinna*, porém estas se encontravam no ovário dos hospedeiros, com menor prevalência (90,47%) comparando-se com o presente estudo, mas com uma intensidade de infecção um pouco maior (52,63 *versus* 41,5).

**Tabela 9.** Lista dos helmintos de *Steindachnerina insculpta* e registros em outros peixes de água doce.

<b>Helminto</b>	<b>Hospedeiro</b>	<b>Referência</b>
<b>Monogenea</b>		
<i>Anacanthoroides mizelli</i>	<i>Prochilodus reticulatus</i>	Kritski & Thatcher, 1976
<i>Diapharocleidus kabatai</i>	<i>Astyanax fasciatus</i>	Mendoza-Franco <i>et al.</i> , 2009
	<i>Astyanax altiparanae</i>	Almeida & Cohen, 2011
<i>Euryhaliotrema chaoi</i>	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Kritski & Boeger, 2002
<b>Digenea</b>		
<i>Sphincterodiplostomum musculosum</i> . (metacercária)	<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Ceschini <i>et al.</i> , 2010
	<i>Hoplias malabaricus</i>	Takemoto <i>et al.</i> , 2009
	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	Takemoto <i>et al.</i> , 2010
<i>Sphincterodiplostomum musculosum</i>	<i>Cyphocharax gilbert</i>	Abdallah <i>et al.</i> , 2005
<b>Nematoda</b>		
<i>Travnema travnema</i>	<i>Astyanax bimaculatus</i>	Abdallah <i>et al.</i> , 2004
	<i>Curimata elegans</i>	Pereira, 1938
	<i>Pseudocurimata gilberti</i>	Luque <i>et al.</i> , 2011
	<i>Pseudocurimata plumbea</i>	Luque <i>et al.</i> , 2011
	<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Ceschini <i>et al.</i> , 2010
	<i>Cyphocharax plumbeus</i>	Luque <i>et al.</i> , 2011
<b>Acanthocephala</b>		
<i>Gorytocephalus plecostomorum</i>	<i>Plecostomus plecostomum</i>	Nickol & Thatcher, 1971

Metacercárias de *Sphincterodiplostomum musculosum* foram encontradas em poucas espécies de peixes, (Ceschini *et al.*, 2010; Takemoto *et al.*, 2009; Abdallah *et al.*, 2005). O índice de Berger-Parker demonstra que esta foi a espécie dominante em *S. insculpta*, o que corrobora com Zago *et al.* (2013), sugerindo que esta espécie de peixe é altamente susceptível a infecção com este parasita. Ainda, os parasitas encontrados neste estudo estavam em estágio larval, sugerindo que este peixe ocupa uma posição intermediária na cadeia alimentar e pode ser parte da dieta de aves piscívoras, que são os hospedeiros definitivos deste parasita (Zago *et al.*, 2013).

Todos os espécimes de *S. musculosum* encontrados neste estudo estavam nos olhos de *S. insculpta*. De acordo com Evans *et al.* (1976) um peixe parasitado por cerca

de 40 metacercárias já pode apresentar catarata ou até mesmo cegueira, dependendo do tamanho do peixe. Assim, as altas taxas de infecção por estas metacercárias nos olhos reforça esta informação, já que o peixe debilitado pode se tornar presa fácil para o hospedeiro definitivo, permitindo com que o parasita complete seu ciclo de vida (Abdallah *et al.*, 2005; Zago *et al.*, 2013).

*Anacanthoroides mizelli* e *G. plecostomorum* foram também encontradas em alta prevalência, porém com baixas abundâncias (2,15 e 3,4, respectivamente). Existe apenas um registro de *A. mizelli* em peixe de água doce, no qual a espécie infectada foi *Prochilodus reticulatus* (Kritsky & Boeger, 2002), cuja biologia assemelha-se com a de *S. insculpta*, pois ambos são iliófagos (Duke Energy, 2008), ou seja, alimentam-se do substrato formado por lodo ou areia. Para *G. plecostomorum*, também existe apenas um registro em peixe de água doce, *Plecostomus plecostomus* (Nickol & Thatcher, 1971); este peixe é demersal (Duke Energy, 2008), ou seja, vive e se alimenta de substrato, semelhante aos iliófagos. Portanto, como mostrado no presente estudo, há a possibilidade de *P. reticulatus*, *P. plecostomus* e *S. insculpta* adquirirem os mesmos parasitas, já que estes podem estar ingerindo os mesmos hospedeiros intermediários presentes no substrato, no caso de *G. plecostomorum*, e por ocuparem o mesmo habitat, no caso de *A. mizelli*.

Para o hospedeiro *A. fasciatus*, foi recuperada uma riqueza de dez helmintos, dos quais cinco foram identificados até o nível de espécie, três foram identificados até o nível de gênero e dois *taxa* não foram identificados por se tratarem de estágio larval. A fauna parasitária do hospedeiro *A. fasciatus* tem sido estudada há muito tempo, sendo relatadas espécies de monogenóides, digenético e nematóides (Tabela 10). Quase todos os parasitas encontrados neste estudo corroboram com os registros prévios para *A. fasciatus*, no entanto, ainda não há nenhum registro de *Notozothecium* sp. e *C. paranaensis* parasitando esta espécie de hospedeiro, assim este estudo é o primeiro registro destes monogenóides em *A. fasciatus*. Todos os registros encontrados representam uma nova distribuição geográfica para estes parasitas, considerando a inexistência de estudos parasitológicos conduzidos no rio Taquari, São Paulo.

**Tabela 10.** Lista dos helmintos parasitas encontrados em *Astyanax fasciatus*.

<b>Helminto</b>	<b>Referência</b>
<b>Monogenea</b>	
<b>Gyrodactylidae</b>	
<i>Gyrodactylus neotropicalis</i>	Kritsky & Fritts, 1970
<i>Anacanthocotyle anacanthocotyle</i>	Kritsky & Fritts, 1970
<b>Dactylogyridae</b>	
<i>Characithecium costaricensis</i>	Mendoza-Franco <i>et al.</i> 2009
<i>Diaphorocleidus kabatai</i>	Mendoza-Franco <i>et al.</i> 2009
<i>Jainus hexops</i>	Kristsky & Leiby, 1972
<i>Palombitrema heteroancistrum</i>	Suriano, 1997
<i>Urocleidoides astyanacis</i>	Gioia <i>et al.</i> , 1988
<i>Urocleidoides costaricensis</i>	Kristsky & Leiby, 1972
<i>Urocleidoides heteroancistrum</i>	Kristsky & Leiby, 1972
<i>Urocleidoides strombicirrus</i>	Price & Bussing, 1968
<b>Digenea</b>	
<i>Antorchis lintoni</i>	Travassos <i>et al.</i> , 1928
<i>Auriculostoma astyanace</i>	Scholz <i>et al.</i> , 2004
<i>Chalcinotrema ruedasueltensis</i>	Thatcher, 1978
<i>Dadaytremoides grandistomis</i>	Thatcher, 1979
<i>Halipegus</i> sp.	Kohn & Fernandes, 1987
<i>Halipegus tropicus</i>	Kloss, 1966
<i>Prosorhynchus costai</i>	Travassos <i>et al.</i> , 1928
<i>Prosthenhystera obesa</i>	Diesing, 1850
<i>Pseudoprosthenhystera microtesticulata</i>	Kloss, 1966
<i>Saccocoelioides octavus</i>	Szidat, 1954
<b>Nematoda</b>	
Ascarididae gen. sp.	Luque <i>et al.</i> , 2011
<i>Capillaria</i> sp.	Luque <i>et al.</i> , 2011
<i>Capillaria sentinosa</i>	Travassos <i>et al.</i> , 1928
<i>Capillostrongyloides sentinosa</i>	Travassos, 1927
<i>Contraecaecum</i> sp. Larva Tipo 1	Eiras <i>et al.</i> , 2010
<i>Contraecaecum</i> sp. Larva Tipo 2	Eiras <i>et al.</i> , 2010
<i>Contraecaecum</i> sp. larva	Eiras <i>et al.</i> , 2010
<i>Genarchella parva</i>	Kohn <i>et al.</i> , 1990
<i>Procamallanus (Spirocamallanus) iheringi</i>	Luque <i>et al.</i> , 2011
<i>Procamallanus (Spirocamallanus) hilarii</i>	Eiras <i>et al.</i> , 2010
<i>Procamallanus (Spirocamallanus) inopinatus</i>	Pinto & Noronha, 1976
<i>Procamallanus (Spirocamallanus) neocaballeroi</i>	Moravec & Vargas-Vázquez, 1996
<i>Procamallanus (Spirocamallanus) saofrancicensis</i>	Luque <i>et al.</i> , 2011
<i>Rhabdochona acuminata</i>	Eiras <i>et al.</i> , 2010
<i>Rhabdochona fasciata</i>	Kloss, 1966

O índice de Berger-Parker mostrou que *D. kabatai* foi a espécie dominante para os dois trechos, e *C. costaricensis* apresentou índices de dominância próximos aos de *D. kabatai*. Estes monogenóides foram descritos pela primeira vez parasitando as brânquias de *Astyanax* spp. (Mendonza-Franco *et al.*, 2009), e após esta descrição, há somente um registro na literatura de *D. kabatai* parasitando *A. altiparanae* (Almeida & Cohen, 2011). Deste modo, este estudo corrobora com a literatura e ainda demonstra a especificidade destes monogenóides com o gênero *Astyanax*.

Paraguassu & Luque (2007), em estudo da fauna parasitária de *A. fasciatus*, observaram uma predominância de endoparasitas nestes peixes, sendo o principal componente da fauna parasitária o nematóide *Rhabdochona acuminata*, ademais, não houve nenhum registro de monogenóide e digenéticos. Kloss (1966) analisou a ocorrência de helmintos parasitas de espécies simpátricas de *Astyanax*, que incluiu a espécie *A. fasciatus*, encontrando espécies de digenéticos adultos e nematóides. Ainda, espécies do gênero *Procamallanus* têm sido registradas com frequência em *Astyanax* spp. (Travassos & Freitas, 1948; Kloss, 1966; Pinto *et al.*, 1974; Pinto & Noronha, 1976; Kohn *et al.*, 1985, Kohn & Fernandes, 1987; Abdallah *et al.*, 2004). Portanto, o presente estudo não se correlaciona com os prévios relatos de fauna parasitária de *A. fasciatus*, haja vista que os monogenóides foram os *taxa* dominantes, que apresentaram as maiores prevalências, intensidade de infecção e abundância. No entanto, foram registrados neste estudo o digenético *A. antorchis* e o nematóide *Procamallanus* (*Spirocamallanus*) *inopinatus* corroborando com os relatos de Travassos *et al.* (1928) e Pinto & Noronha (1976), respectivamente.

Os parasitas podem ser indicadores da biologia do hospedeiro, de estresse ambiental e biodiversidade (Chubb, 1980; Overstreet, 1997). Parasitas de peixes são sensíveis às mudanças ambientais e podem ser utilizados como biomarcadores de qualidade ambiental, biodiversidade, mudanças nas comunidades e também de sutis alterações intrínsecas nos hospedeiros (Khan, 2004). Assim, estudos têm sido realizados a respeito do uso de parasitas de peixe como biondicadores de impactos ambientais (Khan & Thulin, 1991; Poulin, 1992; MacKenzie *et al.*, 1995; Lafferty, 1997; MacKenzie 1999; Sures, 2003, 2004b; Marcogliese, 2005; Nachev *et al.*, 2010; Vidal-Martínez *et al.*, 2010; Khan, 2011) demonstrando a relação entre parasitismo e condições ecológicas e descrevendo como os parasitas podem ser usados para aumentar

o conhecimento sobre a função e integridade dos ecossistemas (Nachev, 2010). Espécies bioindicadoras são aquelas que refletem os impactos ambientais devido a sua resposta as alterações do hábitat, como mudanças na fisiologia ou composição química, e prevalência ou intensidade (Lafferty, 1997; Vidal-Martinez *et al.*, 2010).

Os estudos sobre as relações entre parasitismo e poluição têm aumentado para ambientes aquáticos, utilizando o papel de parasitas como bioindicadores de metais pesados e poluição (Sures, 2001; Huspeni & Lafferty, 2004; Shahat *et al.*, 2011). Neste sentido, os acantocéfalos podem atuar como indicadores de bioacumulação devido a sua capacidade de acumulação de metais pesados, fato este que tem sido o foco de vários estudos (Sures & Siddall 1999, 2003; Siddall 2001; Sures, 2001; Sures & Reimann 2003; Sures, 2004b; Nachev, 2010; Shahat *et al.*, 2011).

Os ectoparasitas de peixes, como os monogenóides e ciliados, tem se mostrado como um dos grupos mais úteis nos estudos de biomarcadores, pois estes respondem positivamente as mudanças ambientais (Lafferty, 1997; Khan, 2004). Os trichodinas de peixes são parasitas que apresentam uma consistente associação com poluição aquática (Lafferty, 1997), pois a intensidade e/ou prevalência destes ciliados aumentam com a presença de xenobióticos e efluentes na água (Khan, 2004).

Os monogenóides são ectoparasitas de peixes que possuem ciclo direto ocorrendo na pele e brânquias dos hospedeiros (Thatcher, 2006), e assim estão em contato direto com o ambiente (Nachev, 2010) e são muito sensíveis a qualquer mudança nos parâmetros aquáticos (Bayoumy *et al.*, 2008). Desta maneira, estudos com monogenóides de peixes como biomarcadores têm sido conduzidos com diferentes abordagens: Siddall *et al.* (1997) examinaram os efeitos da exposição de concentrações relativamente altas de efluentes de indústria de celulose e papel sobre a prevalência, abundância e distribuição de *Dactylogyrus* spp. nas brânquias de *Rutilus rutilus* coletados no lago Saravesi, Finlândia e registraram significantes discrepâncias entre os níveis de ectoparasitas e as concentrações de efluentes. Vital (2008) comparou os índices parasitários do hospedeiro *Pygocentrus nattereri* coletados em diferentes fases do ciclo hidrológico do lago Piranha no Amazonas, Brasil e demonstrou uma diferença significativa na intensidade de monogenóides Dactylogyridae entre os períodos seco e chuvoso. Bayoumy *et al.* (2008) estudaram monogenóides parasitas de alguns peixes do Golfo Suez, Norte do Mar Vermelho, como bioindicadores de metais pesados, e

encontraram correlações positivas altamente significativas entre temperatura da água e prevalência de monogenóides, assim como correlações entre concentrações de metais pesados e prevalência destes parasitas. Madi e Ueta (2009) analisaram o papel de monogenóides da família Ancyrocephalinae parasitas de *Geophagus brasiliensis* como indicador ambiental em reservatórios de caracterizações tróficas distintas no Estado de São Paulo, Brasil (reservatórios do Juqueri - eutrófico; Jaguari - oligomesotrófico), e demonstraram variações na prevalência e intensidade de infecção destes parasitas associadas a variações da quantidade de material em suspensão na água em cada reservatório.

Monogenóides e ciliados frequentemente apresentam altos valores de prevalência e intensidade de infestação relacionadas com a contaminação, devido ao fato de que um nível de concentração de algum tóxico que seja menor que o necessário para matar o parasita pode induzir o hospedeiro à produção excessiva de muco, hiperplasia epitelial, fusão das lamelas, ou algum outro meio usado para proteção contra os tóxicos, desta forma, esta resposta do hospedeiro serve como fonte nutricional para os parasitas, permitindo seu crescimento e reprodução (Overstreet, 1997). Já as diferenças registradas relacionadas à temperatura, podem ser explicadas pelo fato de que o aumento da temperatura acelera as taxas de crescimento (Chubb, 1980, 1982).

Neste estudo, para o hospedeiro *S. insculpta* observou-se que a prevalência e abundância média de monogenóides totais ( $p = 0,002$ ;  $p \leq 0,001$ , respectivamente), e *A. mizelli* ( $p \leq 0,001$ ;  $p \leq 0,001$ , respectivamente) foi maior no trecho lântico. Esta diferença corrobora com os estudos prévios que relatam o uso de monogenóides como indicadores de impacto ambiental (Siddall *et al.*, 1997; Vital, 2008; Bayoumy *et al.*, 2008; Madi & Ueta, 2009), no entanto este estudo avaliou o uso destes parasitas como indicadores ambientais do efeito do represamento da barragem de Jurimirim, abordagem esta que ainda não está relatada na literatura.

Monogenóides são encontrados mais facilmente em ambientes lânticos, pois as suas formas larvais livre-natantes encontram o hospedeiro com mais facilidade (Dogiel, 1961). Portanto, este aumento no número de monogenóides pode ter ocorrido devido à diminuição do fluxo da água no ambiente lântico, o que permitiu maior troca de parasitas entre os hospedeiros.

*Steindachnerina insculpta* é uma espécie de peixe de hábito alimentar iliófago e importante para a manutenção da cadeia alimentar (Reis *et al.* 2003), porém altas infestações de monogenóides nas brânquias pode prejudicar a capacidade respiratória do peixe levando a morte (Thatcher, 2006), assim uma redução no número de indivíduos desta espécie pode acarretar impactos em outras espécies de peixes que se alimentam de *S. insculpta*, corroborando com as afirmações sobre os impactos de represamentos nas assembleias de peixes e fauna parasitária (Gabrielli & Orsi, 2000; Agostinho *et al.*, 2007)

O hospedeiro *S. insculpta* responde aos critérios propostos por Overstreet (1997) e Sures (2004a) para seleção de um adequado peixe hospedeiro como bioindicador: este peixe possui restrita área de vida (sedentário); alberga parasitas que necessitam de mais de um hospedeiro em seu ciclo de vida; é um peixe abundante, fácil de amostrar, de tamanho pequeno (15 a 21 cm) e possui ampla distribuição geográfica. Dessa forma, podemos sugerir que *S. insculpta* e seus monogenóides compõem um conjunto que pode ser utilizado para investigação de impacto ambiental, como demonstrado no presente estudo.

Para o hospedeiro *A. fasciatus* observou-se que a abundância média de monogenóides total ( $p = 0,042$ ) e *C. costaricensis* ( $p = 0,005$ ) foi maior no trecho lótico. Esses dados são conflitantes com a ideia de que monogenóides são encontrados mais facilmente em ambientes lênticos, uma vez que suas formas larvais livre-natantes encontram o hospedeiro com mais facilidade (Dogiel, 1961).

*Astyanax fasciatus* responde parcialmente aos critérios para a escolha de hospedeiro como biomarcador (Overstreet, 1997; Sures, 2004a), pois alberga parasitas que necessitam de mais de um hospedeiro em seu ciclo de vida; é abundante, fácil de amostrar, de tamanho pequeno e ampla distribuição geográfica, no entanto, não possui área de vida restrita (Agostinho *et al.*, 2007). Este peixe é considerado um migrador de curta distância (Agostinho *et al.*, 2007; Duke Energy, 2008), ao contrário dos migradores de longa distância que se deslocam no período reprodutivo por distâncias acima de 100 km (Britto, 2009). No rio Taquari, a distância entre os trechos lótico e lêntico é de aproximadamente 28 km. Dessa forma, é pouco provável que os exemplares de *A. fasciatus* possam migrar de um ponto a outro, sugerindo que as populações estudadas estariam geograficamente separadas.

Outro aspecto a ser considerado é o número de peixes que compõem as populações, pois seria esperado que na ocorrência de maiores populações, houvesse também maiores chances de transmissão de parasitas de ciclo direto, dada a proximidade dos indivíduos, como observado, por exemplo, em sistemas de criação em cativeiro (Franceschini, 2012). Porém, tanto para *S. insculpta* (lótico, n = 95; lêntico, n = 38) como para *A. fasciatus* (lótico, n = 206; lêntico, n = 36), nas oito coletas realizadas nos anos 2011 e 2012 e das quais foram retiradas as amostras de peixes para este projeto, foi coletado um maior número de exemplares no trecho lótico, sugerindo que as populações destas duas espécies sejam mais abundantes neste trecho. Apesar disso, apenas *A. fasciatus* teve maior abundância de um de seus monogenóides (*C. costaricensis*) no trecho lótico, o que poderia estar associado ao maior número de indivíduos na população. É possível que algum outro fator desconhecido da biologia de *A. fasciatus* esteja influenciando nas taxas de infestação dos monogenóides. Estudos futuros poderão ser conduzidos para esclarecimentos desses aspectos da relação parasita-hospedeiro no rio Taquari.

## Referências

Abdallah, V. D., Azevedo R. K., Luque, J. L. 2004. Metazoários parasitos dos lambaris *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758), *A. parahybae* Eigenman, 1908 e *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Osteichthyes: Characidae), do Rio Guandu, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária **13(2)**: 57-63.

Abdallah, V. D., Azevedo R. K., Luque, J. L. 2005. Ecologia da comunidade de metazoários parasitos do sairú *Cyphocharax gilbert* (Quoy e Gaimard, 1824) (Characiformes: Curimatidae) do Rio Guandu, estado do Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária **14(4)**: 154-159.

Abdallah, V. D., R. K. Azevedo, E. D. Carvalho, R. J. Silva. 2012. New hosts and distribution records for nematode parasites of freshwater fishes from São Paulo State, Brazil. Neotropical Helminthology **6(1)**: 43-57.

Agostinho, A. A., L. C. Gomes, F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem, 501 p.

Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, L. C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* **68(4, Suppl.)**: 1119-1132.

Almeida, K. S. S., and S. C. Cohen. 2011. Diversidade de Monogenea (Platyhelminthes) Parasitos de *Astyanax altiparanae* do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu. *Saúde & Ambiente Revista, Duque de Caxias*, **6(1)**: 31-41.

Bayoumy, E. M., H. A. M. Osman, L. F. El-Bana, M. A. Hassanain. 2008. Monogenean Parasites as Bioindicators for Heavy Metals Status in Some Egyptian Red Sea Fishes. *Global Veterinaria* **2(3)**: 117-122.

Berlanga-Robles, C. A., J. Madrid-Vera, A. Ruiz-Luna. 2002. Fish abundance and trophic structure from commercial catch in Lake Patzcuaro, Mexico. *Hydrobiologia*, **467**: 117-122.

Britto, S. G. C. 2009. Avaliação das escadas do complexo Canoas frente à estratégia reprodutiva de peixes migradores (Rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná). Tese. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 142 p.

Bush, A. O., K. D. Lafferty, M. L. Jeffrey, A. W. Shostak. 1997. Parasitology Meets Ecology on its Own Terms. *The Journal of Parasitology*, **83(4)**: 575-583.

Bush, A. O., J. C. Holmes. 1986. Intestinal helminthes of lesser scaup ducks: an interactive community. *Canadian Journal of Zoology* **64**: 142-152.

Ceschini T. L., R. M. Takemoto, F. H. Yamada, L. H. A. Moreira, G. C. Pavanelli. 2010. Endoparasites of *Steindachnerina brevipinna* (Eigenmann and Eigenmann, 1889), collected in the tributaries Corvo and Guairacá of Paranapanema river, Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences Maringá*, **32(2)**:125-130.

Chubb, J.C. 1980. Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes. Part III. Larval Cestoda and Nematoda. *Advances in Parasitology* **18**: 1-120.

Chubb, J.C. 1982. Seasonal occurrence of helminthes in freshwater fishes. Part IV. Adult Cestoda, Nematoda and Acanthocephala. *Advance in Parasitology* **20**: 1-292.

Dogiel, V. A. 1961. Ecology of the parasites of freshwater fishes. *In* Parasitology of fishes, V.A. Dogiel, G.K. Petrushevski, and Y.I. Polyanski (eds). University Press, Leningrad p 1-47.

Duke Energy. 2008. Peixes do rio Paranapanema. 2ª. Ed. São Paulo, Horizonte Geográfico, 120p.

Eiras, J. C. , R. M. Takemoto, G. C. Pavanelli. 2006. Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes. 2ª ed. Maringá, Eduem, 199 p.

Evans R. S., R. A. Heckmann, J. Palmieri. 1976. Diplostomiasis in Utah. *Utah Acad Proc* **53(1)**: 20-25.

Franceschini, F. 2012. Infecções parasitárias e microbianas na produção do pacu *Piaractus mesopotamicus* e do híbrido patinga procedentes da região Noroeste do Estado de São Paulo. Dissertação. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 99 p.

Gabrielli, M. A, M. L. Orsi. 2000. Dispersão de *Lernea cyprinacea* (Linnaeus) (Crustacea, Copepoda) na região norte do estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **17(2)**: 395-399.

Henry, R., M. G. Nogueira. 1999. A Represa de Jurumirim (São Paulo): Primeira síntese sobre o conhecimento limnológico e uma proposta preliminar de manejo ambiental. *In* Henry, R. (ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, Fapesp/Fundibio, p 651-685.

Huspeni, T. C., K. D. Lafferty. 2004. Using larval trematodes that parasitize snails to evaluate a saltmarsh restoration project. *Ecological Application* **14**: 795–804.

Khan, R. A. 2004. Parasites of Fish as Biomarkers of Environmental Degradation: A Field Study. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*. **72**: 394-400.

Khan, R. A., J. Thulin. 1991. Influence of pollution on parasites of aquatic animals. *Advances in Parasitology* **30**: 201–238.

Khan, R.A. 2011. Chronic Exposure and Decontamination of a Marine Sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) to Polychlorinated Biphenyls Using Selected Body Indices, Blood Values, Histopathology, and Parasites as Bioindicators. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **60**: 479–485.

Kloss, G. R. 1966. Helmintos parasitos de espécies simpátricas de *Astyanax* (Pisces: Characidae). *Papéis Avulsos do Departamento de Zoologia de São Paulo* **18(17)**: 189-219.

Kohn, A., Fernandes B. M. M. 1987. Estudo comparativo dos helmintos parasitos de peixes do Rio Mogi Guassu, coletados nas excursões realizadas entre 1927 e 1985. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* **82(4)**: 483-500.

Kohn, A., Fernandes B. M. M., B. Macedo, B. Abramson. 1985. Helminths parasites of freshwater fishes from Pirassununga, SP, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* **80(3)**: 327-336.

Kritsky, D. C., Boeger W. A. 2002. Neotropical Monogenoidea. 41. New and previously described species of Dactylogyridae (Platyhelminthes) from the gills of marine and freshwater perciform fishes (Teleostei) with a proposal of a new genus and a hypothesis on phylogeny. *Zoosystema* **24(1)**: 7-40.

Lafferty, K.D. 1997. Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment? *Parasitology Today* **13**: 251–255.

Latini, A. O., M. Petrere Jr. 2004. Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology* **11**: 71-79.

Léon, G. P., L. García-Prieto, V. Léon-Règagnon, A. Choudhury. 2000. Helminth communities of native and introduced fishes in Lake Pátzcuaro, Michoacán, México. *Journal Fish Biology* **57**: 303-325.

Luciano, S. C., R. Henry. 1998. Biomass of *Eichhornia azurea* Kunth. and *Brachiaria arrecta* Stent. in lower Taquari river, Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **26**.

MacKenzie, K. 1999. Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Marine Pollution Bulletin* **38**: 955–959.

MacKenzie K., H. H. Williams, B. Williams, A. H. McVicar, Siddall, R. 1995. Parasites as indicators of water quality and the potential use of helminth transmission in marine pollution studies. *Advances in Parasitology* **35**: 85–144.

Madi, R. R., M. T. Ueta. 2009. O papel de Ancyrocephalinae (Monogenea: Dactylogyridae), parasito de *Geophagus brasiliensis* (Pisces: Cichlidae), como indicador ambiental. *Revista Brasileira de Parasitologia*, **18(2)**: 38-41.

Marcogliese, D. J. 2005. Parasites of the superorganism: are they indicators of ecosystem health? *International Journal for Parasitology* **35**: 705–716.

Mendonza-Franco, E. F., R. G. Reina, Torchin, M. E. 2009. Dactylogyrids (Monogenea) parasitizing the gills of *Astyanax* spp. (Characidae) from Panama and Southeast Mexico, a new species of *Diaphorocleidus* and a proposal for *Characithecium* n. gen. *The Journal of Parasitology*, **95(1)**: 46-55.

Nachev, M. 2010. Bioindication capacity of fish parasites for the assessment of water quality in the Danube River. Inaugural – Dissertation. Universität Duisburg-Essen, 130 p.

Nachev, M., S. Zimmermann, T. Rigaud, Sures, B. 2010. Is metal accumulation in *Pomphorhynchus laevis* dependent on parasite sex or infrapopulation size? *Parasitology* **137**: 1239–1248.

Nering, M. B., C. J. V. Zuben. 2010. Métodos Quantitativos em Parasitologia. 1ª ed. Funep, Jaboticabal, SP, 72 p.

Nickol, B. B., V. E. Thatcher. 1971. Two new acanthocephalans from Neotropical fishes: *Neoechinorhynchus prochilodorum* sp. n. and *Gorytocephalus plecostomorum* gen. et sp. n. *Journal of Parasitology* **57(3)**: 576-581.

Nogueira, M. G.; Jorcin, A. 2006. Contaminação dos sedimentos na bacia do rio Paranapanema (Sudeste, Brasil) por pesticidas sintéticos e metais e sua relação com os processos de eutrofização. *In Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologia de gerenciamento e controle*, Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi, C. S. Galli (eds.) São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, p. 103-117.

Overstreet, R. M. 1997. Parasitological data as monitors of environmental health. *Parassitologia* **39**: 169-175.

Paraguassú, A. R., J. L. Luque. 2007. Metazoários parasitos de seis espécies de peixes do reservatório de Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária* **16(3)**: 121-128.

Pinto-Coelho, R. M., M. M. Coelho, M. M. Espírito-Santo, T. G. Cornelissen. 1999. Efeitos da eutrofização na estrutura da comunidade planctônica no lago da Pampulha, Belo Horizonte – MG. Pp. 553-572. *In Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. Henry, R. (ed.). Botucatu, Fapesp/Fundibio, 799 p.

Pinto, R. M., S. P. Fabio, D. Noronha, F. J. T. Rolas. 1974. *Procamallanus* brasileiros – Parte I (Nematoda, Camallanoidea). *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* **72(3-4)**: 205-211.

Pinto, R. M., Noronha, D. 1976. *Procamallanus* brasileiros (Nematoda, Camallanoidea): considerações finais, com chave para determinação das espécies. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* **74(3-4)**: 323-339.

Poulin, R. 1992. Toxic pollution and parasitism in freshwater fish. *Parasitology Today* **8**: 58–61.

Poulin, R. 1993. The disparity between observed and uniform distributions – A new look at parasite aggregation. *International Journal for Parasitology* **33**: 1623-1630.

Reis, R. E., S. O. Kullander, C. J. Ferraris. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 729p.

Shahat, M. A., O.S.O. Amer, A. T. AbdAllah, N. Abdelsater, M. A. Moustafa. 2011. The Distribution of Certain Heavy Metals between Intestinal Parasites and their Fish Hosts in the River Nile at Assuit Province, Egypt. *The Egyptian Journal of Hospital Medicine* **43**: 241–257.

Siddall R. 2001. Comparison between lead accumulation of *Pomphorhynchus leavis* (Palaeacanthocephala) in the intestine of chub (*Leuciscus cephalus*) and in the body cavity of goldfish (*Carassius auratus auratus*). *International Journal for Parasitology* **31**: 669-673.

Siddall, R., M. Koskivaara, E. T. Valtonen. 1997. *Dactylogyrus* (Monogenea) infections on the gills of roach (*Rutilus rutilus* L.) experimentally exposed to pulp and paper mill effluent. *Parasitology* **114**: 439-446.

Sures, B. 2001. The use of parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review. *Aquatic Ecology* **35**: 245-255.

Sures, B. 2003. Accumulation of heavy metals by intestinal helminths in fish: an overview and perspective. *Parasitology* **126**: 53–S60.

Sures, B. 2004a. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends in Parasitology* **20**: 170–177.

Sures, B. 2004b. Fish acanthocephalans of genus *Pomphorhynchus* sp. as globally applicable bioindicators for metal pollution in the aquatic environment? *Wiener Klinische Wochenschrift* **116**: 19-23.

Sures, B., R. Siddall. 1999. *Pomphorhynchus laevis*: the intestinal acanthocephalan as a lead sink for its fish host, chub (*Leuciscus cephalus*). *Experimental Parasitology* **93**: 66-72.

Sures, B., R. Siddall. 2003. *Pomphorhynchus laevis* (Palaeacanthocaphala) in the intestine of chub (*Leuciscus cephalus*) as an indicator of metal pollution. *International Journal for Parasitology* **33**: 65-70.

Sures, B., Reimann, N. 2003. Analysis of trace metals in the Antarctic host-parasite system *Notothenia coriiceps* and *Aspersentis megarhynchus* (Acanthocephala) caught at King George Island, South Shetland Islands. *Polar Biology* **26**: 680-686.

Takemoto, R. M., G. C. Pavanelli, M. A. P. Lizama, A. C. F. Lacerda, F. H. Yamada, L. H. A. Moreira, T. L. Ceschini, S. Bellay. 2009. Diversity of parasites of fish from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **69(2)**: 691-705.

Thatcher, V. E. 2006. Aquatic Biodiversity in Latin America Biodiversidade Acuática en América Latina – Amazon Fish Parasites, 2ª ed. Pensoft – Moscow, 508 p.

Travassos, L., J. F. T. Freitas. 1948. Relatório da excursão do Instituto Oswaldo Cruz ao norte do Estado do Espírito Santo, junto ao parque de reserva e refúgio Soóretama, em fevereiro e março de 1948. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz **46(3)**: 605-631.

Travassos, L., P. Artigas, C. Pereira. 1928. Fauna helmintológica dos peixes de água doce do Brasil. Archivos do Instituto Biológico **1**: 5-68.

Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi, O. Rocha. 2002. Ecossistemas de águas interiores. In *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*, A. C. Rebouças, B. Braga, J. G. Tundisi (eds.). São Paulo: Ed. Escrituras, p. 153-194.

Vidal-Martinez, V. M., D. Pech, B. Sures, T. Purucker, R. Poulin. 2010. Can parasites really reveal environmental impact? Trends in Parasitology **26**: 44–51.

Vital, J. F. 2008. Diversidade de Parasitas de *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858) (Characiformes: Characidae) durante o ciclo hidrológico em um lago de várzea e seu potencial como indicadora de qualidade ambiental. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Universidade Federal do Amazonas (UFAM), 41 p.

Zago A. C., L. Franceschini, I. P. Ramos, E. O. P. Zica, A. C. Wunderlich, E. D. Carvalho, R. J. Silva. 2013. *Sphincterodiplostomum musculosum* (Digenea, Diplostomidae) infecting *Steindachnerina insculpta* (Characiformes, Curimatidae) in the Chavantes Reservoir, Southern Brazil. Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária, 2012 (in press).

Zaret, T. M.; R. T. Paine. 1973. Species introduction in a tropical lake. Science **182 (4111)**: 449-455.