

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CONSERVAÇÃO DA FAUNA

Debora Pardini Lo Turco

“Caracterização das comunidades de peixes de duas lagoas marginais na bacia
do Alto Paranapanema”

São Carlos
2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CONSERVAÇÃO DA FAUNA

DEBORA PARDINI LO TURCO

Caracterização das comunidades de peixes de duas lagoas marginais na bacia do
Alto Paranapanema

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Conservação de Fauna, para obtenção do título de
Mestre Profissional em Conservação de Fauna.

Orientação: Prof. Dra. Giulianna Rondineli Carmassi.

Co-orientação: Prof. Dr. José Augusto de Oliveira David

São Carlos

2018

Folha de Aprovação

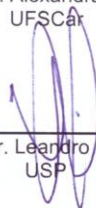
Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Debora Pardini Lo Turco, realizada em 30/11/2018:



Profa. Dra. Giulianna Rondineli Carmassi
UFSCar



Profa. Dra. Alexandra Sanches
UFSCar



Prof. Dr. Leandro Yokota
USP

Agradecimentos

Agradeço a Profa. Dra. Giulianna Rondineli Carmassi pela orientação, esforço, suporte e encorajamento ao longo do programa de mestrado. Por levar seu bebezinho de 3 meses para ficar comigo no laboratório para me ajudar e ensinar na dissecação dos peixes. Exemplo de mulher, professora e mãe, agradeço por tê-la em minha jornada.

Ao Prof. Dr. José Augusto de Oliveira David, pela orientação, paciência comigo, por suas conversas descontraídas, por conselhos da vida profissional, exemplo de professor, obrigada pelo suporte e atenção.

Ao Professor Alberto Carmassi, pela ajuda com a parte de campo e laboratório
Agradeço aos técnicos dos laboratórios da UFSCar - campus Lagoa do Sino, em especial ao Ueslei, sempre pronto a ajudar e disposto a conversar.

Ao Erno, pela ajuda no campo, por contar piadas no barco, por me ensinar a dobrar e organizar redes de pesca, habilidade que acredito, não vou esquecer tão cedo!!

Agradeço a galera a república Caverna do Dragão, em especial ao Vinícius, Sarah, Guilherme e Orivelton, obrigada por me receberem, me hospedarem, por me ensinarem a jogar truco (agora sou imbatível!!), pelo companheirismo e partilha de suas vivências e experiências.

Agradeço ao Zoológico pela bolsa concedida, a qual me ajudou muito durante o tempo em que me dediquei ao programa de mestrado.

Aos meus pais, que me deram apoio emocional e financeiro, que não me deixaram esmorecer e estiveram comigo o tempo todo, como sou agraciada por ter vocês como pais.

Ao meu irmão Felipe, que me trazia piadas e momentos de distração, assim como abraços de consolo e oração quando eu necessitava.

Ao meu marido, amor da minha vida, Guilherme, que também me deu apoio e permaneceu comigo, para tocar junto com o mestrado o maior acontecimento das nossas vidas até agora, nosso casamento. Obrigada pelo seu cuidado e amor.

Agradeço a Deus por guiar minha vida em todos os momentos, inclusive os acadêmicos.

Resumo

As lagoas marginais são consideradas parte integrante dos sistemas lóticos, interagindo com os rios através de troca de água, nutrientes e organismos vivos. Desempenham importante papel na manutenção da biodiversidade, em especial à ictiofauna, servindo-lhes como refúgio de predadores, berçário e local para alimentação. Este trabalho teve como objetivo a caracterização da ictiofauna de duas lagoas marginais de um trecho preservado do rio Paranapanema e registrar a frequência basal de micronúcleos e anomalias morfológicas nucleares em eritrócitos dos peixes capturados, comparando essas frequências com os grupos controle de outros trabalhos da literatura. De modo geral, a ictiofauna amostrada foi composta principalmente por espécies de pequeno porte, com baixa capacidade migratória e ciclo de vida associado às lagoas marginais, dependendo destas para alimentação/crescimento ou reprodução. As diferenças encontradas nas comunidades dessas lagoas nas diferentes campanhas podem refletir o grau de conectividade destes ambientes com o rio; já que a similaridade entre as lagoas foi maior na segunda campanha, que coincidiu com o início do período chuvoso. As frequências de micronúcleo e anomalias nucleares demonstraram valores similares ao observado na literatura para os grupos controle negativo das diferentes espécies analisadas, evidenciando que estas lagoas podem ser consideradas pouco impactadas por poluentes.

Palavras-chave: Ictiofauna, lagoas marginais, micronúcleo, anormalidades nucleares.

Abstract

Marginal lagoons are considered an integral part of lotic systems, interacting with rivers through the exchange of water, nutrients and living organisms. They play an important role in the maintenance of biodiversity, especially the ichthyofauna, serving as a refuge for predators, nursery and feeding grounds. This work had as objective the characterization of the ichthyofauna of two marginal lagoons of a preserved section of the Paranapanema river and to record the basal frequency of micronuclei and nuclear morphological abnormalities in erythrocytes of the captured fish, comparing these frequencies with the control groups of other works of the literature. In general, the ichthyofauna sampled was composed mainly of small species, with low migratory capacity and life cycle associated to the marginal lagoons, depending on them for feeding / growth or reproduction. The disparities found in the communities of these lagoons in the different campaigns may reflect the degree of connectivity of these environments to the river; since the similarity between the lagoons was greater in the second campaign, which coincided with the beginning of the rainy season. The micronucleus frequencies and nuclear anomalies showed values similar to those observed in the literature for the negative control groups of the different species analyzed, evidencing that these lagoons can be considered little impacted by pollutants.

Key words: Ichthyofauna, marginal lagoons, micronucleus, nuclear abnormalities.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	8
REFERÊNCIAS	9
CAPÍTULO 1: “Ictiofauna de lagoas marginais de um trecho preservado da bacia do Alto Paranapanema”	12
1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	14
3. MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1. Área de estudo	14
3.2. Pontos de amostragem	15
3.3. Coleta de dados	16
3.4. Análise de dados	16
4. RESULTADOS	17
5. DISCUSSÃO	23
6. REFERÊNCIAS	26
Capítulo 2: “Frequência de micronúcleos e anormalidades nucleares em eritrócitos de peixes de lagoas marginais do Alto Paranapanema - SP”	31
1. INTRODUÇÃO	31
2. OBJETIVOS	33
3. MATERIAL E MÉTODOS	33
3.1. Área de estudo	33
3.2. Pontos de amostragem	34
3.3. Coleta de dados	35
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
5. REFERÊNCIAS	42
CONSIDERAÇÕES FINAIS	48
Anexo 1	49

INTRODUÇÃO GERAL

Os ambientes lênticos são caracterizados por águas quase paradas ou lentamente renovadas, como os lagos, lagoas, represas e reservatórios. Pelo fato de apresentarem menor movimentação das águas, possuem, em geral, um padrão de estratificação das variáveis físicas e químicas da água (HORNE & GOLDMAN, 1994; DE OLIVEIRA e GOULART, 2000).

As lagoas marginais são áreas presentes em planícies de inundação resultantes do transbordamento lateral dos rios (JUNK et al., 1989), ou também produto de meandros abandonados pelo curso do rio. São consideradas parte integrante dos sistemas lóticos, interagindo direta e indiretamente com os rios através de troca de água, nutrientes e organismos vivos (JUNK, 1980 e DABÉS, 1995). Estes ambientes podem ser temporários ou permanentes, apresentam alta ciclagem de nutrientes, alta produtividade primária, e, geralmente, são colonizados a partir do contato com os rios.

Esses ambientes desempenham importante papel na manutenção da biodiversidade, já que são utilizados para refúgio, reprodução, alimentação e crescimento de diversas espécies (AGOSTINHO e ZALEWSKI, 1995). No período de cheias, os rios estabelecem a sua conexão com as lagoas marginais, fornecendo condições necessárias para o incremento da sua produtividade biológica (JUNK et al., 1989). Esse contato periódico do rio com as lagoas permite a colonização das mesmas por ovos e larvas e a distribuição para o rio de alevinos e juvenis provenientes da reprodução do ano anterior (POMPEU, 1997), o que garante a manutenção das populações associadas a esse ciclo.

Como as condições físico-químicas da água das lagoas são mais estáveis que as dos rios, estas acabam funcionando, também, como refúgio para poluentes e outras substâncias (SMITH e BARRELLA, 2000).

Muitos dos resíduos que atingem os corpos d'água são resultantes das atividades agrícolas. Esses resíduos constituem fontes difusas de contaminação (CETESB, 2009), o que, geralmente, dificulta o controle. Se a projeção da mata ciliar não for o suficiente para evitar o escoamento desses poluentes, estes chegam com maior facilidade e em maior concentração nas lagoas, podendo prejudicar organismos aquáticos que metabolizam essas substâncias diretamente através da água contaminada ou indiretamente pela ingestão de outros organismos aquáticos contaminados (MATSUMOTO et al., 2006).

A biota aquática tem se mostrado uma ótima ferramenta para avaliação da qualidade da água. E os peixes têm sido os organismos mais usados para esse tipo de estudo por serem

economicamente e ecologicamente importantes, demonstrando-se, também, bastante suscetíveis às mudanças ambientais causadas pelas ações antropogênicas, o que os faz ótimos vigilantes da poluição ambiental (HOSE et al., 1987; HOOFTMAN e RAAT, 1982; DAS e NANDA, 1986).

Muitas das substâncias lançadas no ambiente aquático podem ser tóxicas ao material genético (genotóxicas) e originar danos ao DNA capazes de interferir nos mecanismos que envolvem a divisão celular, resultando em erros neste processo que podem ocasionar quebras cromossômicas e, até mesmo, recombinações genéticas, aumentando a frequência de mutações e neoplasias (RIBEIRO et al., 2003).

Diante desse contexto, essa dissertação é apresentada em dois capítulos. O Capítulo 1 teve como objetivo a caracterização da ictiofauna de duas lagoas marginais de um trecho preservado do rio Paranapanema, de modo a servir como um ponto de partida aos estudos realizados nessa região. O Capítulo 2 teve como objetivo registrar a frequência basal de micronúcleos e anomalias morfológicas nucleares em eritrócitos de peixes capturados em lagoas marginais do rio Paranapanema e comparar essas frequências com os grupos controle de outros trabalhos da literatura.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, Angelo A.; ZALEWSKI, Maciej. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. In: **The Importance of Aquatic-Terrestrial Ecotones for Freshwater Fish**. Springer, Dordrecht, 1995.

DE, CETESB-COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO. Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo-Apêndice A: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. **São Paulo: CETESB-Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2009.**

DABÉS, MBGS. Composição e descrição do zooplâncton de 5 (cinco) lagoas marginais do rio São Francisco, Pirapora/Três Marias/Minas Gerais/Brasil. **System**, v. 128, p. 169-34, 1995.

DAS, R. K.; NANDA, N. D. Induction of micronuclei in peripheral erythrocytes of fish *Heteropneustes fossilis* by mitomicin-c and paper mill effluent. *Mutation Res.* N. 175, p. 67 – 71, 1986.

HOOFTMAN, Ria N.; DE RAAT, W. K. Induction of nuclear anomalies (micronuclei) in the peripheral blood erythrocytes of the eastern mudminnow *Umbra pygmaea* by ethyl methanesulphonate. **Mutation Research Letters**, v. 104, n. 1-3, p. 147-152, 1982.

HORNE, Alexander J.; GOLDMAN, Charles Remington. **Limnology**. 2. ed., New York: McGraw-Hill, 1994.

HOSE, Jo Ellen; CROSS, Jeffrey N.; SMITR, Steven G.; DIEHL, Dario. Elevated circulating erythrocytes micronuclei in fishes from contaminated sites of southern California. *Marine Environmental Research*. N. 22, p. 167-176, 1987.

JUNK, W. J. et al. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

JUNK, Wolfgang Johannes. Áreas inundáveis-Um desafio para limnologia. **Acta Amazonica**, v. 10, n. 4, p. 775-795, 1980.

MATSUMOTO, S.; MANTOVANI, M.; MALAGUTTI, M.; DIAS, A.; FONSECA, I.; MARIN-MORALES, M. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root tips. *Genetics and Molecular Biology*, v. 29, p.148- 158, 2006.

DE OLIVEIRA, Edson Fontes; GOULART, Erivelto. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 22, p. 445-453, 2000.

POMPEU, P. dos S. Efeitos das Estações Seca e Chuvosa e da Ausência de Cheias nas Comunidades de Peixes de Três Lagoas Marginais do Médio São Francisco. 1997.

RIBEIRO, L.R. (2003) *Mutagênese Ambiental*. Ulbra Editora, Canoas, 355 pp.

SMITH, W.S.; BARRELLA, W. The ichthyofauna of the marginal lagoons of the Sorocaba River, SP, Brazil: composition, abundance and effect of the anthropogenic actions. *Revista Brasileira de Biologia*, v.60, n.4, p.627-632, 2000.

CAPÍTULO 1: “Ictiofauna de duas lagoas marginais de um trecho preservado da bacia do Alto Paranapanema”

1. INTRODUÇÃO

Dentre os vertebrados, os peixes constituem o grupo mais diverso (NELSON, 2006). De acordo com as projeções de Schaefer (1998), são estimadas 8.000 espécies de peixes de água doce neotropicais, sendo 24% de todas as espécies de peixe, o que equivale a um oitavo de toda a biodiversidade do grupo de vertebrados. Estes organismos estão concentrados em 0,003% da água do planeta, o que é um número surpreendente (SCHAEFER, 1998; VARI e MALABARBA, 1998).

A bacia do Alto Paraná possui os maiores rios do estado de São paulo e contém 22 famílias e 170 espécies de peixes registradas (MENEZES, 1988). Os canais mais largos comportam muitas espécies de médio e grande porte com importância na pesca comercial e também de subsistência, entre elas os curimatás (*Prochilodus* spp.), piaparas (*Leporinus* spp.), pintados (*Pseudoplatystoma* spp.) e jaús (*Zungaro zungaro*) (BÖHLKE et al., 1978; MCCONNELL & LOWE-MCCONNELL, 1987, 1999). As espécies de pequeno porte (geralmente com comprimento padrão menor do que 15 cm) estão mais presentes nos diversos riachos e cabeceiras associados aos canais principais, possuindo pouco ou nenhum valor comercial (BÖHLKE et al., 1978; MCCONNELL & LOWE-MCCONNELL, 1987; LOWE-MCCONNELL 1999).

O rio Paranapanema é um afluente da margem esquerda do rio Paraná, fazendo a divisão natural entre os estados de São Paulo e Paraná (SAMPAIO, 1944). Com relação a sua ictiofauna, foram identificadas 155 espécies distribuídas em nove ordens, sendo as mais representativas as dos Characiformes e Siluriformes (ENERGY, 2008).

Por ter um desnível de 600 metros ao longo de seu trajeto, o rio Paranapanema começou a ser aproveitado para geração de energia desde 1.936, quando em seu trecho médio foi construída uma pequena usina hidrelétrica. Atualmente existem onze usinas em funcionamento ao longo do seu curso, sendo elas: 1. Jurumirim; 2. Piraju; 3. Paranapanema; 4. Chavantes; 5. Ourinhos; 6. Salto Grande; 7. Canoas II; 8. Canoas I; 9. Capivara; 10. Taquaruçu e 11. Rosana (ENERGY, 2008).

Para Agostinho e Gomes (1997) esta sequência de impactos ao longo do rio, mudam drasticamente o regime hídrico, alteram a composição e diminuem a riqueza de espécies autóctones. Porém, há registros de que o rio Paranapanema ainda é um dos mais bem preservados, onde os danos e impactos antrópicos sobre a ictiofauna ainda não assumem proporções mais sérias (ENERGY, 2008).

Ao longo de seu trajeto, o rio Paranapanema possui diversas lagoas marginais. Na região do Alto paranapanema, já foram estudados esses tipos de ecossistemas; Souza Davanso e Henry (2006) em seu trabalho verificam a biodiversidade bentônica encontradas áreas do fundo da lagoa do Coqueiral, uma lagoa marginal localizada na zona de desembocadura do rio Paranapanema, na represa de Jurumirim; Já Henry et al. (2006) estudam a comunidade de fitoplânctons encontrada depois de um período longo de seca, são amostradas três lagoas marginais também na mesma área de desembocadura do rio Paranapanema no reservatório Jurumirim . Estudos com ictiofauna temos o de Mello et al. (2013) que estuda a distribuição espacial das assembleias de peixes em dois trechos do alto rio Paranapanema e também em lagoas marginais associadas caracterizando suas composições e estrutura.

As lagoas marginais possuem grande produtividade primária e tem menores variações ambientais, o que favorece a reprodução e desenvolvimento de juvenis, por isso são consideradas berçários naturais da fauna de peixes, sendo importantes áreas para a conservação do grupo (SABO e KELSO, 1991; SABO et al.,1991; SCHIEMER et al., 1995; MESCHIATTI et al., 2000). De modo geral, dentre as principais funções ecológicas desempenhadas pelas lagoas marginais, além da reprodução e desenvolvimento de peixes, esses ambientes são habitats para espécies de pequeno porte e garantem a manutenção do estoque pesqueiro, como evidenciado em diversos estudos, dentre eles Mello (2013), gonçalves & Braga (2008); Vieira (2005); Baginski (2007) e Castro et al. (2003). Mas sua importância não se limita somente à ictiofauna, pois por oferecer diferentes tipos de habitats, também é considerada um ecótono da vida aquática para a vida terrestre (TAKEDA et al.,1997)

Essas planícies alagáveis (de inundação) contendo os represamentos naturais, dependem dos pulsos de inundação dos rios gerados pelas chuvas que trazem a comunicação entre o rio e os locais inundados, na época de cheia, sendo que na seca ficam com comunicação reduzida ou sem nenhuma, isolando totalmente o sistema por um tempo (AGOSTINHO et al., 2007; JUNK et al., 1989). Sendo assim os processos de colonização ocorrem durante o período de inundação e os de extinção durante o período de seca.

Apesar da existência de inúmeras lagoas ao longo dos rios, e de estudos envolvendo sua importância para as comunidades de peixes, acredita-se que suas funções junto aos ecossistemas aquáticos ainda podem ser melhor enfatizadas.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste capítulo foi caracterizar a ictiofauna de duas lagoas marginais de um trecho preservado da bacia do Alto Paranapanema.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em duas lagoas marginais do rio Paranapanema, no município de Campina do Monte Alegre. A região está inserida na bacia do rio Paranapanema, mais especificamente na porção do Alto Paranapanema.

O rio Paranapanema nasce na Serra de Paranapiacaba, a 900 m de altitude, e percorrer 500 km até desaguar no rio Paraná, recebendo diversos tributários ao longo do percurso sendo principais os rios Itararé, Pardo, Tibagi e Pirapó (ZIESLER e ARDIZZONE, 1979). Apesar do *status* de “mais conservado” e “não poluído”, o rio Paranapanema foi altamente impactado já que foram instaladas diversas barragens de maneira sucessiva em seu curso principal (CBH - ALPA, 2017).

A sub-bacia do Alto Paranapanema está localizada na UGRHI14 (Unidade de gerenciamento de recursos hídricos - 14) e é considerada uma bacia de conservação ambiental. Apresenta grande biodiversidade, com um vasto acervo ambiental preservado, com cerca de 15% de seu território ocupado por Áreas de Proteção Ambiental. Além disso possui grande potencial hídrico, turístico e energético (CBH-ALPA, 2017).

As atividades realizadas na região, em sua maioria, são de agricultura irrigada com pivôs, exigindo uma demanda maior das águas superficiais (CBH-ALPA, 2017)

O clima da região é tropical sub quente e superúmido, com subseca, sendo que a temperatura média do mês mais frio é de 18°C e a temperatura média do mês mais quente é de 22°C, com precipitação de 1200 mm/ano (NIMER, 1989; CBH-ALPA, 2017).

3.2. Pontos de amostragem

Os pontos de coleta foram duas lagoas marginais preservadas, nomeadas no presente estudo de: Lagoa 1 (UTM 22k 0757733; 7384547) e Lagoa 2 (UTM 22k 0757597; 7385442) (Figuras 1 e 2). Ambas estão localizadas antes do encontro do rio Paranapanema com o rio Itapetininga.

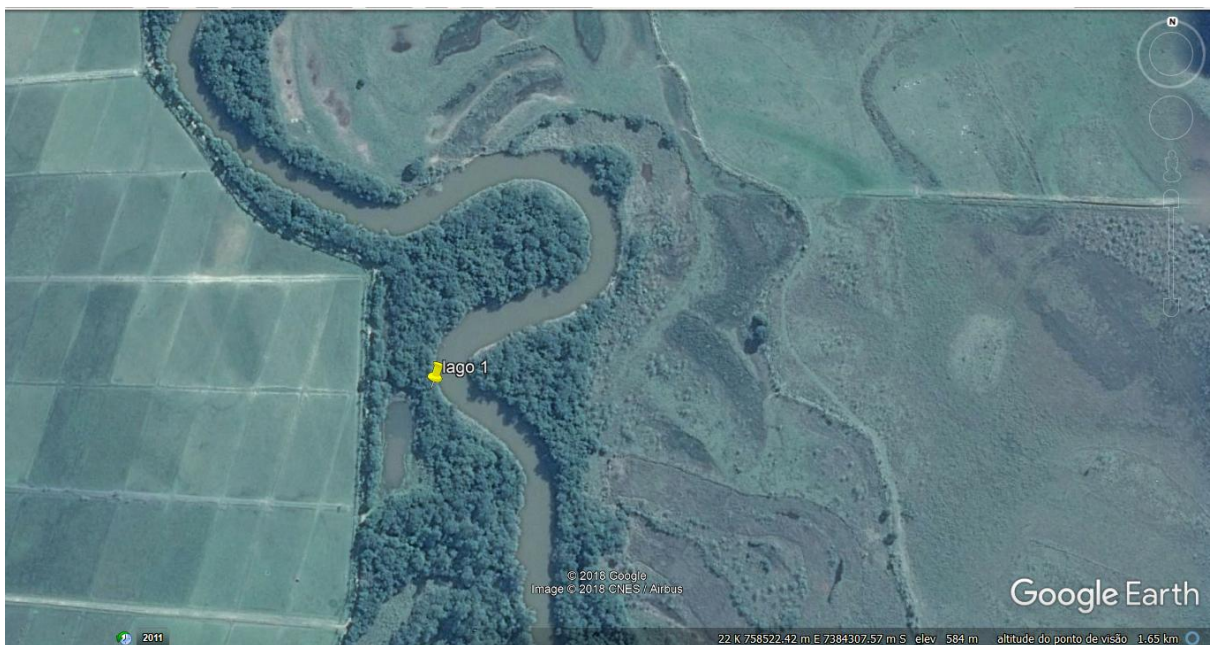


Figura 1: Imagem de satélite da Lagoa 1. Fonte da imagem: Google Earth junho/2016.

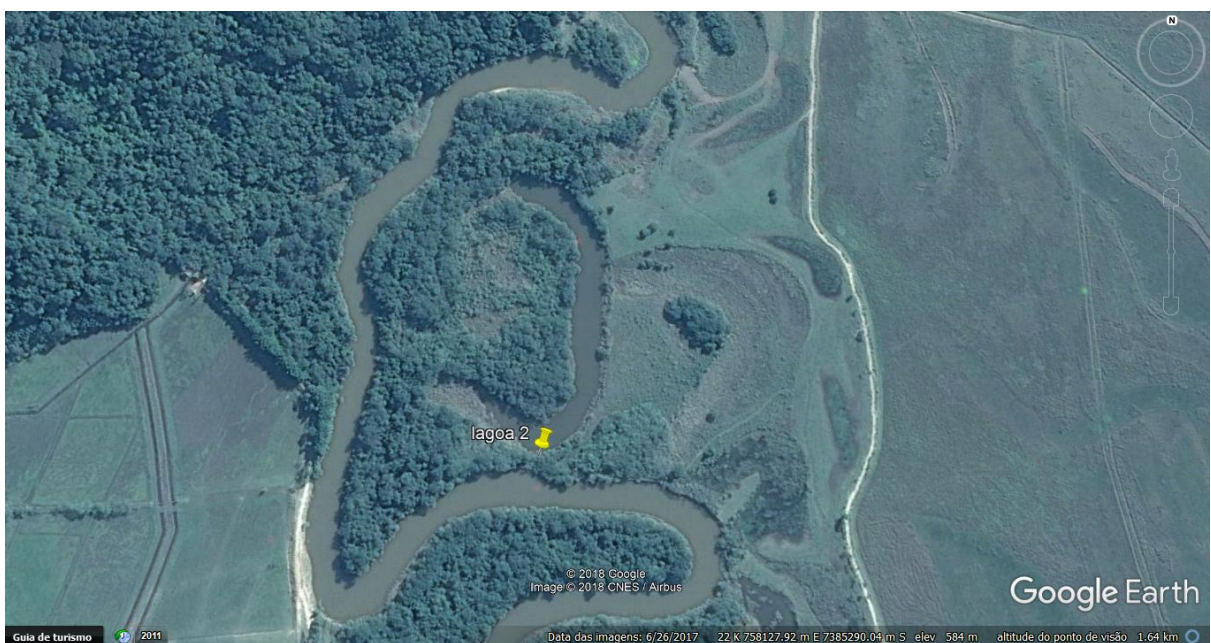


Figura 2: Imagem de satélite da Lagoa 2. Fonte da imagem: Google Earth junho/2017.

3.3. Coleta de dados

Foram realizadas duas amostragens, sendo a primeira no final de setembro de 2017 (final do período seco) e a segunda no final de novembro de 2017 (início do período chuvoso). Para a coleta da ictiofauna, foram utilizadas redes de espera de 10 m de comprimento, 1,5 m de altura e malha de 15; 20; 25; 30; 40; 50; 60; 70 mm entre nós opostos, que permaneceram armadas por cerca de 18 horas. Uma tarrafa de 3 m de diâmetro e malha de 40 mm entre nós opostos foi utilizada para amostragem complementar. No momento da retirada das redes de espera, a tarrafa foi arremessada 3 vezes.

Os animais capturados foram devidamente acondicionados em sacos plásticos e etiquetados de acordo com o local de amostragem. No laboratório os peixes foram identificados seguindo Graça e Pavanelli (2007). De cada exemplar, foram tomados dados de comprimento total e padrão (mm), peso total (g) e estágio de maturação gonadal (VAZZOLER, 1996).

3.4. Análise de dados

Os peixes foram analisados a partir de descritores básicos da distribuição e abundância. Foram realizadas comparações, entre os locais amostrados e as duas campanhas realizadas, em relação à abundância relativa, riqueza de espécies e índices de diversidade.

Estimadores para a riqueza de espécies foram calculados através do programa PAST (QUINN e KEOUGH, 2002) e também foi aplicada uma curva de rarefação, que estima a riqueza dado um número de indivíduos conhecido.

A constância de ocorrência (DAJOZ, 1983) foi analisada agrupando as espécies nas seguintes categorias: espécies constantes – presentes em mais de 50% das amostras; espécies acessórias – presentes em 25 a 50% das amostras e espécies ocasionais – presentes em menos de 25% das amostras.

Uma análise de similaridade foi conduzida utilizando-se o índice de Jaccard, considerando presença/ausência das espécies nas diferentes lagoas/campanhas.

Os índices de diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e riqueza de Margalef (MAGURRAN, 2011) foram estimados para cada ponto amostral, por campanha. E um teste t

foi aplicado com o objetivo de verificar diferenças nos índices de diversidade entre pontos e entre campanhas.

Para as espécies constantes nas lagoas amostradas, foram comparadas as variações dos diferentes estádios de maturação gonadal entre as campanhas realizadas.

4. RESULTADOS

Foram coletados 266 indivíduos, com biomassa total de 13,424 kg, que se distribuíram em três ordens, 10 famílias e 13 espécies (Anexo 1). A ordem dos Characiformes foi a que se fez mais presente, com 10 espécies, sendo *Cyphocharax modestus* a mais abundante, com 118 indivíduos, seguida por *Astyanax fasciatus*, com 39 indivíduos, e *Prochilodus* sp., com 36 indivíduos. A ordem dos Siluriformes, foi representada por duas espécies: *Hoplosternum littorale* e *Pimelodella* sp., ambas com 2 indivíduos capturados. A espécie representante da ordem Gymnotiformes foi *Gymnotus* sp., com 2 indivíduos capturados.

Dentre as famílias amostradas a mais representada em termos de número de indivíduos foi Curimatidae, com 124 indivíduos capturados. Em relação ao número de espécies, Curimatidae, Characidae e Serrasalminidae contribuíram com 2 espécies cada. As maiores biomassas ocorreram entre as famílias Serrasalminidae e Prochilodontidae (Figura 3). Das espécies coletadas *S.marginatus*, *L. obtusidens*, *Gymnotus* sp. e *H. littorale* apresentaram comprimento padrão superior a 15 cm (Tabela 1).

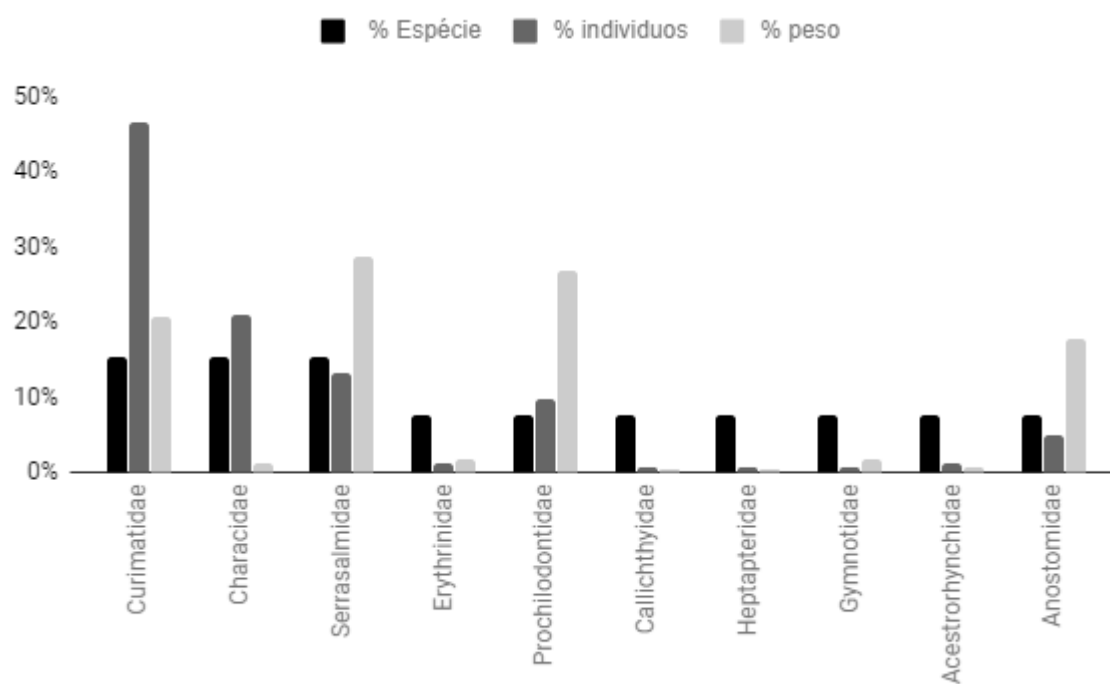


Figura 3: Representatividade das famílias nas amostragens realizadas nas lagoas marginais do Alto Paranapanema durante as campanhas de setembro e novembro de 2017.

Tabela 1 - Lista das espécies capturadas com número total de indivíduos (Nt), comprimento padrão médio (CPmédio) e peso total médio (PTmédio).

Espécie	Nt	CPmédio	PTmédio
<i>C. modestus</i>	118	9,7	25,7
<i>A. fasciatus</i>	39	4,5	2,2
<i>Prochilodus</i> sp.	26	19	177,8
<i>S. marginatus</i>	21	15,1	153,8
<i>A. altiparanae</i>	17	5,9	5,8
<i>S. spilopleura</i>	14	6,9	9,2
<i>L. obtusidens</i>	13	20,6	162,7
<i>S. insculpita</i>	6	8,1	12,9
<i>A. lacustris</i>	3	12,7	36
<i>Hoplias</i> sp.	3	14,4	63
<i>Gymnotus</i> sp	2	29,3	117,3
<i>H. litorale</i>	2	15,5	31,3
<i>Pimelodella</i> sp.	2	13,1	28,5

A riqueza esperada para os estimadores calculados variou de 13 a 14 espécies (Tabela 2). A curva de acúmulo de espécies apresentou início de estabilização (Figura 4), portanto o esforço amostral provavelmente não foi suficiente para ter um conjunto de dados mais robusto.

Tabela 2 - Estimativa de riqueza para as amostras realizadas nas lagoas marginais amostradas no Alto Paranapanema.

	Chao 2	Jack 1	Jack 2	Bootstrap
Riqueza esperada	13	14	14	13
Desvio padrão	3,54	2,03	3,06	1,46

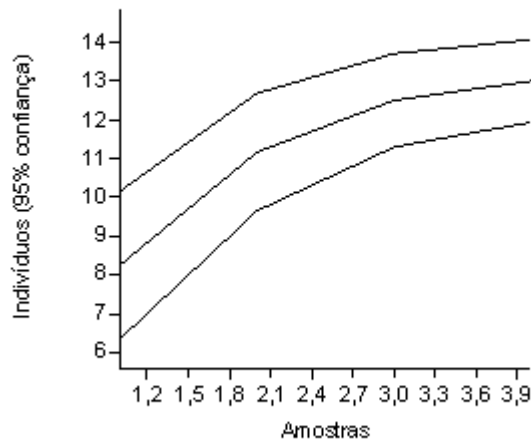


Figura 4: Curva de acúmulo de espécies para as amostras realizadas nas lagoas marginais do Alto Paranapanema.

Em relação à constância, das 13 espécies capturadas 6 foram constantes, 5 acessórias e 2 ocasionais (Tabela 3). Dentre as espécies acessórias, *Acestrorhynchus lacustris*, *Hoplias* sp. e *Hoplosternum littorale* só ocorreram na coleta de novembro/17.

As espécies comuns às duas lagoas nas duas campanhas foram: *Astyanax altiparanae*, *Astyanax fasciatus* e *Serrasalmus marginatus*. As Lagoas 1 e 2 compartilham todas as espécies, com exceção de *S. spilopleura* e *S. insculpta* que ocorreram somente na Lagoa 2 e *Gymnotus* sp. que ocorreu somente na Lagoa 1. Em relação às campanhas, *Acestrorhynchus*

lacustris, *Hoplias* sp. e *Hoplosternum litorale* foram registradas somente na campanha de novembro/17 (Tabela 3).

Tabela 3 - Frequência numérica das espécies capturadas, por campanha realizada, nas lagoas marginais do Alto Paranapanema e a respectiva constância de ocorrência.

Especie	Lagoa 1		Lagoa 2		Total	Categoria
	setembro/1	novembro/1	setembro/1	novembro/1		
<i>C. modestus</i>	0	17	14	87	118	Constante
<i>A.fasciatus</i>	5	20	1	13	39	Constante
<i>Prochylodus</i> sp.	0	5	15	6	26	Constante
<i>S. marginatus</i>	2	1	15	3	21	Constante
<i>A. altiparanae</i>	5	2	6	4	17	Constante
<i>S. spilopleura</i>	0	0	9	5	14	Acessória
<i>L. obtusidens</i>	0	2	9	2	13	Constante
<i>S. insculpta</i>	0	0	6	0	6	Ocasional
<i>A. lacustris</i>	0	1	0	2	3	Acessória
<i>Hoplias</i> sp.	0	2	0	1	3	Acessória
<i>Pimelodella</i> sp.	0	1	1	0	2	Acessória
<i>H. litorale</i>	0	1	0	1	2	Acessória
<i>Gymnotus</i> sp.	0	2	0	0	2	Ocasional
Total	12	54	76	124	266	-

O maior número de espécies ocorreu nas coletas de novembro/17. Já os maiores valores dos índices de diversidade corresponderam à primeira campanha da Lagoa 2 e à segunda campanha da Lagoa 1, em função não só dos maiores valores para o índice de riqueza, mas também para o índice de equabilidade (Tabela 4).

Tabela 4 - Valores dos índices de diversidade de Shannon (H), riqueza de Margalef (MG) e equitabilidade de Pielou (J) as lagoas amostradas (L1 e L2) nas campanhas de setembro/17 (C1) e novembro/17(C2). (S=riqueza, N=número de indivíduos, H=valor do índice de diversidade de Shannon, MG=valor do índice de riqueza de Margalef, J=valor do índice de equitabilidade de Pielou).

	Lagoa 1		Lagoa 2	
	setembro/17	novembro/1	setembro/1	novembro/17
		7	7	
S	3	11	9	10
H	1.028	1.736	1.972	1.173
MG	0,805	2.507	1.847	1.867
J	0,936	0,724	0,898	0,509

Ao comparar os valores dos índices de diversidade das Lagoas 1 e 2 (agrupando-se as campanhas), diferenças significativas foram encontradas ($p < 0,001$). O mesmo ocorreu quando a comparação foi realizada para as campanhas de setembro e novembro/17 (agrupando-se as lagoas) ($p < 0,001$).

As amostras realizadas nas lagoas 1 e 2 durante a campanha de novembro/17 apresentaram elevada similaridade ($> 70\%$) (Figura 5).

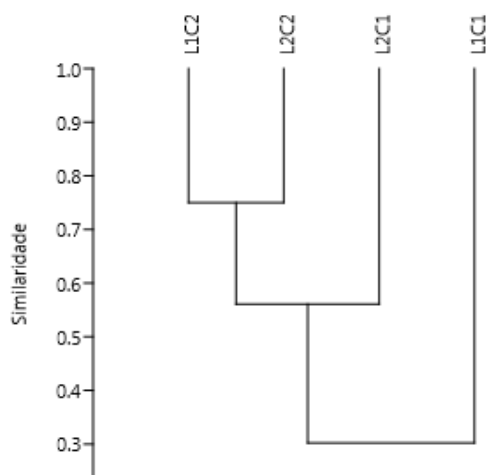


Figura 5: Dendrograma com as relações de similaridade entre as lagoas amostradas (L1 e L2) nas campanhas de setembro/17 (C1) e novembro/17(C2).

Ao analisar as frequências dos diferentes estádios de maturidade gonadal verifica-se que na amostra realizada em setembro/17 a maioria dos indivíduos capturados, dentre as espécies selecionadas, encontrava-se em processo de maturação gonadal. *Prochilodus* sp. apresentou indivíduos imaturos e *S. marginatus* indivíduos em maturação. Durante a campanha de novembro/17, indivíduos maduros e juvenis ocorreram em maior proporção. Só não foram amostrados juvenis de *S. marginatus* e *L. obtusidens* (Figura 6).

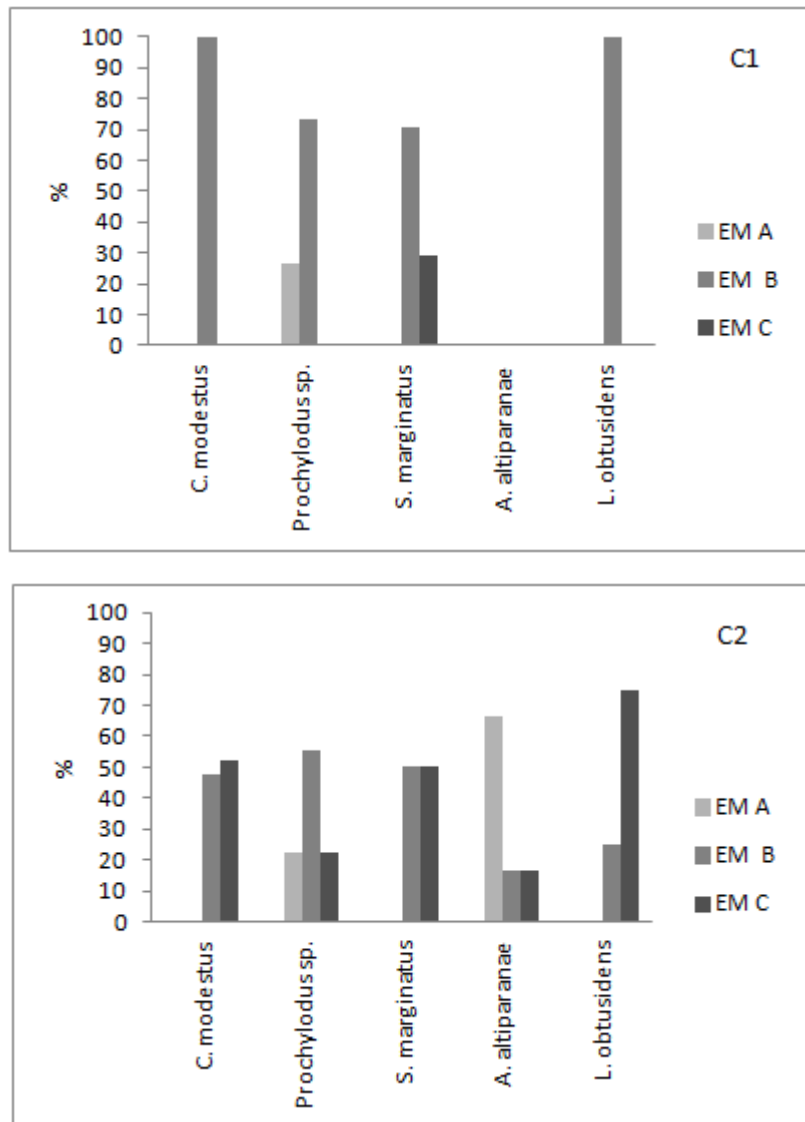


Figura 6: Frequência percentual dos diferentes estádios de maturidade gonadal (EM) de cinco espécies residentes amostradas nas lagoas marginais do Alto Paranapanema durante as campanhas de setembro/17 (C1) e novembro/17 (C2) (EMA=indivíduo imaturo; EMB=indivíduo em maturação; EMC=indivíduo maduro).

5. DISCUSSÃO

A representatividade das ordens dentro grupo amostrado correspondeu ao resultado encontrado em outros trabalhos, como em Mello et al. (2013) e Gonçalves e Braga (2008), sendo o grupo mais presente o dos Characiformes, seguido pelo dos Siluriformes. Este quadro, de acordo com Lowe-McConnell (1999) e Agostinho e Júlio Jr. (1999), está de acordo com o padrão de distribuição atribuído aos rios Sul Americanos e, portanto, esperado para a região do Alto Paranapanema. As famílias mais representadas, considerando a riqueza de espécies, foram Curimatidae, Characidae e Serrasalminidae, não diferindo muito de outros trabalhos realizados na bacia do Alto Paranapanema. Characidae e Anostomidae foram as famílias mais representativas em Kurchevski (2012) e Lima et al. (2012); Characidae em Castro et al. (2003), Quadros (2011) e Carvalho et al. (2005); Anostomidae e Characidae em Mello et al. (2013). Para Agostinho et al. (2007) as ordens mais abundantes, embora dominantes nas bacias Sul Americanas, tem sua composição de famílias e espécies variada de acordo com a região. Portanto, os Characiformes e Siluriformes encontrados na região do Alto Paranapanema podem apresentar composição diferente para outros locais.

Nas amostras do presente trabalho há presença significativa de juvenis e/ou espécies de pequeno porte. Das treze espécies capturadas, somente três apresentam tamanho superior a 15 cm. As lagoas marginais são habitats bastante frequentados por espécies de pequeno porte (RINGUELET, 1975), devido a presença de zooplâncton e fitoplâncton abundantes (CASTRO, 2003).

Segundo Castro (2003), as espécies de pequeno porte são boas indicadoras da qualidade da água, devido às suas exigências em relação aos níveis de oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica da água. Essas espécies também têm importância para sustentar os demais níveis tróficos da teia alimentar nesse ecossistema.

Com relação à riqueza de espécies, no contexto da bacia do Paraná, o trabalho desenvolvido por Gonçalves e Braga (2008) nas lagoas marginais inseridas na UHG Mogi-Guaçu, registrou 41 espécies; Cunico et al. (2002) totalizaram 47 espécies em uma única lagoa grande que tem ligação com o Rio Paraná no auge da cheia.

Já na região do Paranapanema encontramos o trabalho de Mello et al. (2013) com o registro de 35 espécies, Carvalho et al. (2005) com 24 espécies, Lima (2012) com 15 espécies e Quadros (2011) com 16 espécies. Os dois últimos trabalhos não apresentaram riqueza tão diferente da aqui encontrada (13 espécies). Em vista disso, dos estimadores de riqueza calculados e da curva de acúmulo de espécies (que mostrou início da estabilização), é possível afirmar que a amostragem realizada se mostrou bastante satisfatória.

A respeito da frequência de captura, Kurchevski (2012) registrou a maioria de espécies constantes, seguidas das acidentais e acessórias nas lagoas marginais amostradas. Mello et al. (2013) também registraram maioria de espécies constantes, seguidas das acessórias e por último acidentais; os autores observaram que as espécies que foram registradas como constantes em todos os ambientes amostrados se apresentaram como as mais ajustadas ao ambiente em questão, mantendo suas populações viáveis nas áreas coletadas por um longo tempo. Dentre as espécies consideradas constantes no trabalho de Mello et al. (2013), *A. altiparanae* e *C. modestus* são comuns a este trabalho; já *H. litoralle* e *S. insculpta* que se mostraram constantes no trabalho de Melo et. al (2013) aqui foram registradas como acessória e ocasional, respectivamente.

As espécies exclusivas de cada lagoa são *Gymnotus* sp. (lagoa 1); *S. insculpta* e *S. spilopleura* (lagoa 2). *Gymnotus* sp. é conhecida por viver bem em ambientes hipóxicos, é residente de planícies de inundação que são cobertas de vegetação e ricas em matéria orgânica, sua reprodução ocorre nas épocas de cheia quando há ligação com o rio (RESENDE et al., 2006). Quanto à lagoa 2, *S. insculpta* é uma espécie pouco exigente que se adapta bem a ambientes represados e lênticos (CASTRO e ARCIFA, 1997; SMITH et al., 2003), é classificada como uma espécie oportunista e com hábitos sedentários, com baixa longevidade, porém, se reproduz de maneira abundante e possui ampla tolerância a diversidades ambientais, conseguindo se manter também em habitats alterados pelo homem (BENEDITO-CECÍLIO e AGOSTINHO, 1997). *Serrasalmus spilopleura* é uma espécie que prefere ambientes lênticos (BRAGA, 1975), é onívora se alimentando também das larvas de insetos e insetos disponíveis, mas se comporta principalmente como piscívora conforme vai ficando adulta. Sazima e Zamprogno (1985) explicam que os juvenis de *S. spilopleura* vão deixando a vegetação onde nascem e se abrigam gradativamente, atacando nadadeiras de outros peixes. Portanto, a presença de macrófitas é um fator importante para a sua reprodução.

Em relação às espécies que ocorreram somente na segunda campanha, temos *Acestrorhynchus lacustris*, *Hoplias* sp. e *H. litoralle*. *Acestrorhynchus lacustris* é uma espécie

que prefere ambientes lênticos e é piscívora, não depende dos pulsos de inundação para reprodução, pois os machos apresentam espermatogênese ativa durante todo o ano e as fêmeas apresentam período reprodutivo de março a julho, executando a desova de maneira fracionada durante esse período (BAZZOLI e GODINHO, 1991). Apesar de preferir ambientes lênticos, frequenta diversos habitats, se alimentando de peixes de vários portes (HAHN et al., 2000). De acordo com Hahn et al. (2000), *A. lacustris* deve acompanhar os movimentos dessas espécies de presas, uma vez que seus dentes caninos e cônicos e a boca prognata facilitam a predação na superfície da água. *Hoplias* sp. é uma espécie piscívora que também segue a abundância de alimento (GONÇALVES, 2007), porém também pode utilizar a lagoa marginal para reprodução como registrado por Gonçalves e Braga (2008), que encontraram juvenis deste grupo em suas amostragens das lagoas marginais. *Hoplosternum littorale*, também está nos registros de juvenis encontrados por Gonçalves & e Braga (2008), utilizando as lagoas como berçário. Outro aspecto indicativo de sua presença nas lagoas é que esta espécie dá preferência a habitats rasos e ricos em macrófitas. É uma espécie tolerante à ambientes hipóxicos que possui hábito bentófago, sendo considerada onívora, pois se alimenta de raízes de macrófitas aquáticas, larvas de insetos e a infauna bentônica (LUQUET et al., 1990; HAHN et al., 1997; JUCÁ-CHAGAS e BOCCARDO, 2006).

A diferença de diversidade entre lagoas e campanhas foi detectada. As campanhas foram realizadas no final do período seco e início do chuvoso. A segunda campanha, no início do período chuvoso, mostra um incremento da diversidade em ambas as lagoas, sendo maior a diferença entre campanhas na lagoa 1. Há possibilidade de que as lagoas 1 e 2 possuam diferentes graus de conectividade com o rio, e que a conectividade da lagoa 1 com o rio seja mais restrita e precise que o nível de água seja maior do que o da lagoa 2 para que a conexão com o rio aconteça. Este fato explicaria também a diferença de diversidade entre as lagoas 1 e 2 na primeira campanha e menor diferença na segunda campanha.

As amostras da segunda campanha mostraram maior similaridade tratando-se de uma análise que levou em consideração a ausência e presença de espécies. As amostras da segunda campanha compartilham 9 das 13 espécies encontradas, sendo estas: *A. altiparanae*, *A. fasciatus*, *A. lacustris*, *C. modestus*, *H. littorale*, *Hoplias* sp., *L. obtusidens*, *Prochilodus* sp. e *S. marginatus*.

Referente a análise dos estágios de maturação gonadal, a amostra de novembro/17 obteve maior proporção de indivíduos maduros (prontos para desova) e de juvenis quando

comparada com a campanha realizada em setembro/17. Esse registro é um indicativo de que estas lagoas estão servindo como local para reprodução e desova de peixes.

No trabalho de Perez et al. (2014) foi analisada a biologia reprodutiva de *C. modestus*, a espécie mais abundante em número de indivíduos do presente trabalho. Suas amostras foram realizadas na região do Alto Paranapanema e de acordo com seus resultados os meses de maior frequência de fêmeas maduras são de setembro a outubro, sendo diminuída de novembro a março. E essa frequência, dentre os locais comparados no trabalho foi maior na lagoa marginal amostrada. Segundo Kurchevski (2012), os curimatídeos em geral, como *C. modestus*, apresentam preferência por ambientes lênticos como as lagoas marginais e mostram grande variação na abundância por serem estrategistas r, possuindo ciclo de vida curto, sedentarismo, elevada plasticidade trófica e reprodutiva, o que os faz ótimos colonizadores.

6. REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, Angelo Antonio; JÚLIO JR, Horácio F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**, p. 374-400, 1999.

BAGINSKI, Leandro Junior et al. A dimensão espacial e temporal da diversidade de peixes da zona litoral vegetada de lagoas marginais da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, 2007.

BAZZOLI, N. & H.P. GODINHO. 1991. Reproductive biology of the *Acestrorhynchus lacustris* (Reinhardt, 1874) (Pisces: Characidae) from Três Marias reservoir, Brazil. **Zoologischer Anzeiger**, München, **226** (5/6): 285-297.

BENEDITO-CECILIO, E. & AGOSTINHO, A.A. 1997. Estrutura das populações de peixes no reservatório de Segredo. In Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo (A.A. Agostinho & L.C. Gomes, orgs.). EDUEM, Maringá, p. 113-139.

CASTRO, Reinaldo José de; FORESTI, Fausto; CARVALHO, Edmir Daniel. Composição e abundância da ictiofauna na zona litorânea de um tributário, na zona de sua desembocadura no reservatório de Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, p. 63-70, 2003.

CUNICO, Almir Manoel et al. Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 24, p. 383-389, 2002

ENERGY, Duke. Peixes do rio Paranapanema. **Horizonte Geográfico, São Paulo**, 2008.

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. *Peixes da planície de inundação do Alto Rio Paraná e áreas adjacentes*. Maringá: Eduem, 241p, 2007.

HAHN, Norma Segatti; DELARIVA, Rosilene Luciana; LOUREIRO, Valdirene Esgarbosa. Feeding of *Acestrorhynchus lacustris* (Characidae): A post impoundment studies on Itaipu reservoir, upper Paraná River, PR. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 43, n. 2, p. 207-213, 2000.

KURCHEVSKI, Gregório. As assembleias de peixes da represa de Jurumirim (Alto rio Paranapanema, SP): Status atual e mudanças históricas. 2012.

LIMA, Felipe Pontieri de. Estrutura trófica das assembleias de peixes da represa de Jurumirim, alto rio Paranapanema-SP, Brasil. 2012.

LOWE-MCCONNELL, Rosemary H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In: **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. 1999.

REIS, Roberto E.; KULLANDER, Sven O.; FERRARIS, Carl J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Edipucrs, 2003.

RESENDE, E. K. et al. Biologia da tuvira, *Gymnotus* cf. *Carapo* (Pisces, Gymnotidae) no baixo Rio Negro, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Embrapa Pantanal-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2006.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Editora UFPR, 2011, 262p.

MCCONNELL, R.; LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge University Press, 1987.

MELLO, Raísa Donatelli Veríssimo de et al. **Distribuição espacial das assembleias de peixes em dois trechos do alto rio Paranapanema e lagoas marginais associadas: composição e estrutura**. 2013.

MENEZES, N. A. Implications of the distribution patterns of the species of *Oligosarcus* (Teleostei, Characidae) from central and southern South America. In: **Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns**. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro. 1988. p. 295-304.

NIMER, E. Climatologia do Brasil. 2ªEdição. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1989. 421p.

GONÇALVES, Cristina da Silva; BRAGA, Francisco Manoel de Souza. Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, 2008.

HENRY, Raoul; USHINOHAMA, Érika; FERREIRA, Rosa MR. Fitoplâncton em três lagoas marginais ao Rio Paranapanema e em sua desembocadura no Reservatório de Jurumirim (São Paulo, Brasil) durante um período prolongado de seca. **Brazilian Journal of Botany**, p. 399-414, 2006

QUINN, Gerry P.; KEOUGH, Michael J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge University Press, 2002.

SOUZA DAVANSO, Rosemary Cristina; HENRY, Raoul. A biodiversidade bentônica em lagoa marginal ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura, na represa de Jurumirim. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, p. 347-357, 2006.

SCHAEFER, Scott A. Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the Neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). **Phylogeny and classification of neotropical fishes**. Edipucrs, Porto Alegre, p. 375-400, 1998

VARI, Richard P.; MALABARBA, Luiz R. Neotropical ichthyology: an overview. **Phylogeny and classification of Neotropical fishes**, v. 1, p. 1-12, 1998.

VAZZOLER, A. E. A. M. et al. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. **Maringá: Eduem**, v. 169, 1996.

VIEIRA, Fábio; SANTOS, Gilmar B.; ALVES, Carlos Bernardo M. A ictiofauna do Parque Nacional da Serra do Cipó (Minas Gerais, Brasil) e áreas adjacentes. **Lundiana**, v. 6, n. supplement, 2005.

ZIESLER, R. & ARDIZZONE, G.D. 1979. The inland waters of Latin America. Copescal Technical Paper No. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, 171 p.

Capítulo 2: “Frequência de micronúcleos e anormalidades nucleares em eritrócitos de peixes de lagoas marginais do Alto Paranapanema - SP”

1. INTRODUÇÃO

Entre o século XX e XXI houve um aumento relevante da demanda dos recursos hídricos, como consequência do desenvolvimento econômico, a expansão da agricultura irrigada e o crescimento populacional (GLEICK, 2000). Desta maneira, os córregos, lagos, rios e aquíferos foram afetados, assim como os sistemas a eles relacionados (FITZHUGH e RICHTER, 2004).

Os defensivos agrícolas utilizados nas culturas e outras substâncias originadas de atividades antrópicas têm alto potencial de contaminação das águas superficiais e trazem prejuízo à vida humana, às espécies que usufruem deste recurso e principalmente aos organismos que vivem no ecossistema aquático, sendo que muitos deles também nos servem como recurso, como os peixes.

Devido a essas ameaças apresentadas aos recursos hídricos, este problema além de ambiental se torna também de saúde pública. Desta forma, em nome da crescente demanda por água, o acompanhamento e estudos desses ambientes tem aumentado (GALVAN, 2011).

A união de duas áreas de estudo, a toxicologia e a ecologia, deu origem à Ecotoxicologia, a qual possui abordagem ampla e não investiga somente a toxicidade de poluentes sintéticos, mas também de poluentes naturais, e também procura investigar e quantificar a magnitude e os efeitos causados por estes poluentes nas populações, comunidades e ecossistemas naturais (MORIARTY, 1999).

Em estudos ecotoxicológicas, para quantificar e avaliar os efeitos tóxicos, são utilizados os bioindicadores e os biomarcadores. Os bioindicadores são os organismos a serem analisados, podendo levar em consideração os efeitos na riqueza e abundância de espécies de populações de diferentes comunidades, no tamanho dos espécimes, na integridade

reprodutiva, entre outros; já os biomarcadores são respostas subletais da exposição dos organismos à poluentes do ambiente, como exemplo, é analisado atividade enzimática, integridade do DNA, presença de determinadas enzimas, conteúdo de lipídios, entre outros (ANDRÉA, 2008). Em outras palavras os biomarcadores utilizam alterações em componentes, processos, estruturas ou funções em sistemas ou amostras biológicas (HUGGETT et al., 1992)

Os estudos com genética ecotoxicológica avaliam os efeitos dos poluentes no material genético em diversos organismos (KENDALL et al., 2001). Esses efeitos deletérios por poluentes são chamados de genotóxicos, por causarem alterações estruturais cromossômica, na sequência dos pares de base (ALSABTI e METCALFE, 1995), modificações físicas e químicas que tragam quebras às fitas de DNA (AKCHA et al., 2004).

A exposição a agentes genotóxicos traz alterações a estruturas e mecanismos do material genético celular (FABACHER et al., 1991) originando mutações que podem ter efeitos significativos nas populações (PANDRAGI, et al., 1995), como a indução ao desenvolvimento de câncer (ZEGURA et al., 2009). Porém muito efeitos genotóxicos em geral podem não se manifestar por gerações mas paulatinamente podem aumentar o risco de desenvolvimento de doenças (KURELEC, 1993), reduzir genótipos resistentes a poluentes causando efeito gargalo, reduzindo tamanho populacional e perda de variabilidade genética (THEODORAKIS e SHUGART, 1998).

Uma das metodologias utilizadas na genética ecotoxicológica é o teste do micronúcleo (MN), desenvolvido por Boller e Schmid (1970), que analisaram eritrócitos retirados da medula óssea de um hamster. Após anos de aperfeiçoamento, o teste é atualmente realizado em diferentes espécies animais e vegetais, sendo capaz de detectar falhas como quebra cromossômica, aneuploidia e segregação cromossômica anormal. Este teste é um dos mais usados em ensaios citogenéticos *in vivo* no campo da genética toxicológica (AL-SABTI e METCALFE, 1995). O que favorece a utilização do teste de MN estudo é a facilidade de amostragem, assim como a rapidez de análise se comparada a metodologias da citogenética ou de teste dos danos no DNA (MELO et. al., 2013).

O teste de micronúcleo observa células que durante a divisão celular, apresentaram anomalias resultantes da distribuição desigual das cromátides, sendo por divisão desigual ou quebra de cromátides. Os fragmentos que não estão ligados ao fuso, não são puxados para o pólo das células. Assim, após a telófase, estes fragmentos não participam da integridade do núcleo das células filhas formadas resultando em pequenos núcleos adicionais chamados de micronúcleos (LEDEBUR e SCHMID, 1973).

Segundo Al-Sabti e Metcalfe (1995), os peixes são sentinelas adequados para averiguar a presença de substâncias citotóxicas e genotóxicas no ambiente aquático, tanto em experimentos *ex situ*, como *in situ*, uma vez que estão expostos de forma contínua às substâncias presentes na água através da pele e das brânquias.

Hooftman e Raat (1982) adaptaram o teste do micronúcleo para eritrócitos de peixes, visto que a uniformidade das células encontrada do sangue periférico, ajuda a busca por células defeituosas, com alterações morfológicas nucleares (AMNs) e afirmam ser uma alternativa para a análise de aberrações cromossômicas, que só pode ser realizada em células em divisão.

Em peixes, os tipos de AMNs são variados e ainda possuem origem não conhecida. Carrasco, Tylbury e Myers (1990), descreveram e fotografaram as alterações morfológicas encontradas em núcleos de eritrócitos de peixes e classificaram como: blebbed (com broto); lobed (lobulado); vacuolated (vacuolizado) e notched (chanfrado – com invaginação).

A formação de micronúcleos, além de testada em ensaios laboratoriais através de exposição a alguma substância genotóxica, de acordo com Williams e Metcalfe (1992) também pode ocorrer de forma espontânea, e a frequência de micronúcleo pode variar de acordo com a espécie (AL-SABTI e METCALFE, 1995). Portanto o micronúcleo e as outras AMNs podem ser observados em amostras de animais coletados *in cito* e em grupos controle de experimentos em laboratório.

2. OBJETIVOS

Registrar a frequência basal de micronúcleos e anomalias morfológicas nucleares em eritrócitos de peixes capturados em duas lagoas marginais do rio Paranapanema e comparar essas frequências com os grupos controle de outros trabalhos da literatura.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em duas lagoas marginais do rio Paranapanema, no município de Campina do Monte Alegre. A região está inserida na bacia do rio Paranapanema, mais especificamente na porção do Alto Paranapanema.

O rio Paranapanema nasce na Serra de Paranapiacaba, a 900 m de altitude, e após percorrer 500 km, deságua no rio Paraná. Apesar do *status* de “mais conservado” e “não poluído”, o rio Paranapanema foi altamente impactado já que foram instaladas diversas barragens de maneira sucessiva em seu curso principal.

A sub-bacia do Alto Paranapanema está localizada na UGRHI14 (Unidade de gerenciamento de recursos hídricos - 14) e é considerada uma bacia de conservação ambiental. Apresenta grande biodiversidade, com um vasto acervo ambiental preservado, com cerca de 15% de seu território ocupado por Áreas de Proteção Ambiental. Além disso possui grande potencial hídrico, turístico e energético (CBH-ALPA, 2017).

As atividades realizadas na região, em sua maioria, são de agricultura irrigada com pivôs, exigindo uma demanda maior das águas superficiais (CBH-ALPA, 2017)

O clima da região é tropical sub quente e superúmido, com subseca, sendo que a temperatura média do mês mais frio é de 18°C e a temperatura média do mês mais quente é de 22°C, com precipitação de 1200 mm/ano (NIMER, 1989; e CBH-ALPA, 2017).

3.2. Pontos de amostragem

Os pontos de coleta foram duas lagoas marginais preservadas, nomeadas no presente estudo como: Lagoa 1 (UTM 22k 0756838; 7386874) e Lagoa 2 (UTM 22k 0757597; 7385442) (Figuras 7 e 8). Ambas estão localizadas antes do encontro do rio Paranapanema com o rio Itapetininga.

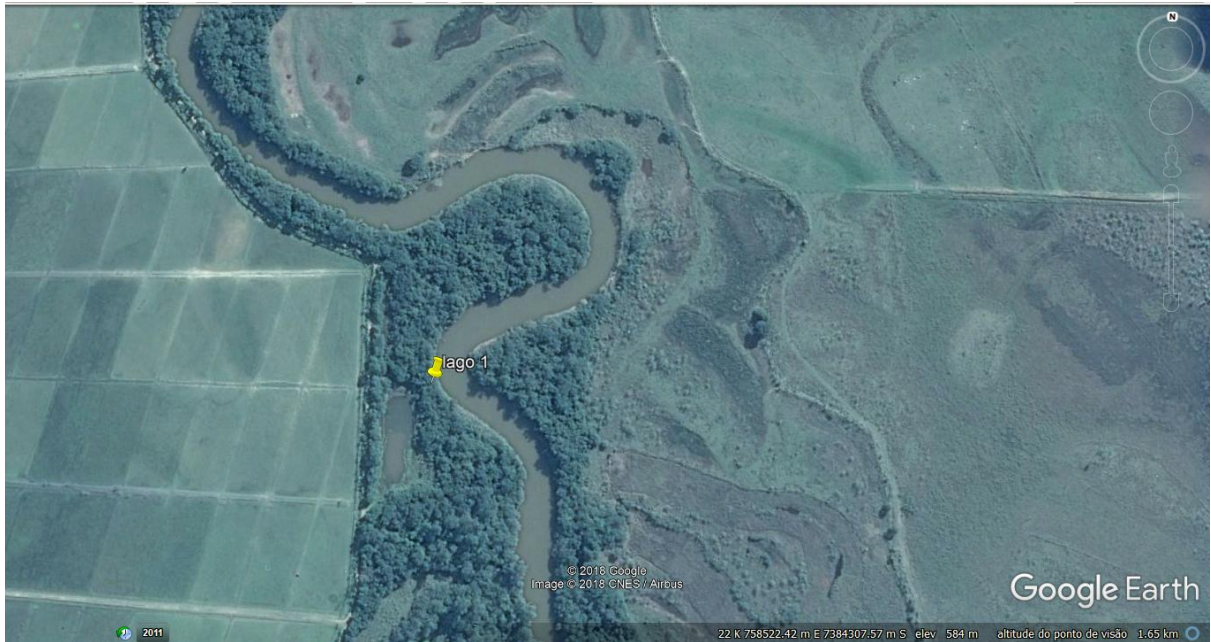


Figura 7: Imagem de satélite da Lagoa 1. Fonte da imagem: Google Earth junho/2016.

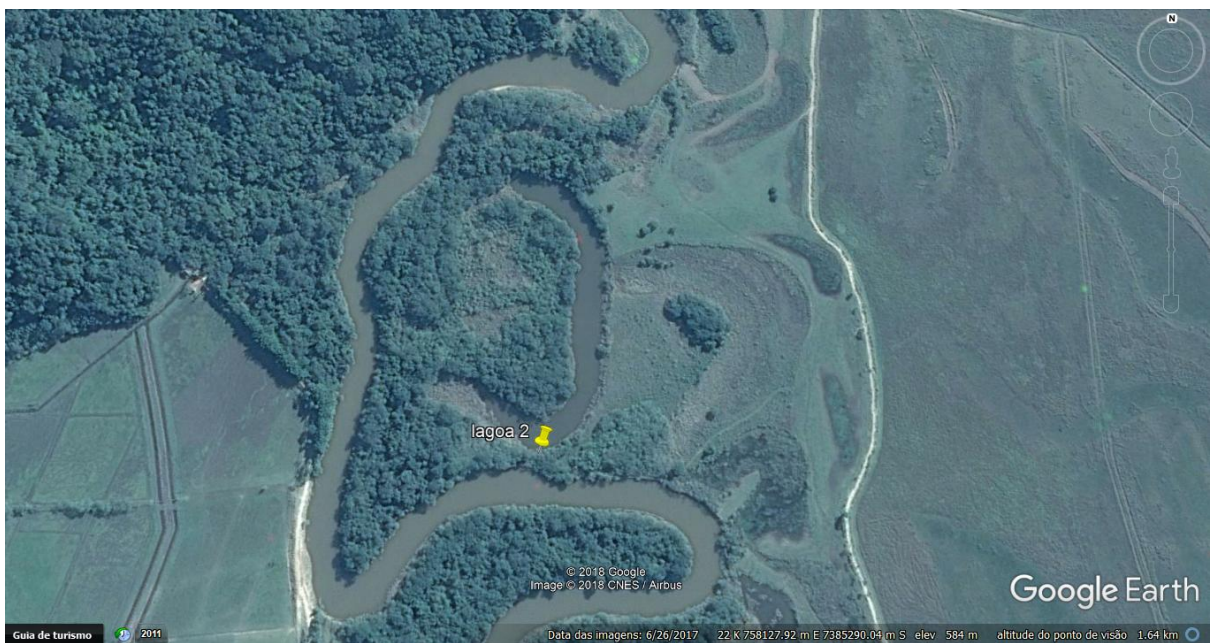


Figura 8: Imagem de satélite da Lagoa 2. Fonte da imagem: Google Earth junho/2017.

3.3. Coleta de dados

Foram realizadas duas amostragens, sendo a primeira no final de setembro de 2017 (final do período seco) e a segunda no final de novembro de 2017 (início do período chuvoso). Para a coleta da ictiofauna, foram utilizadas redes de espera de 10 m de comprimento, 1,5 m de altura e malha de 15; 20; 25; 30; 40; 50; 60; 70 mm entre nós

opostos, que permaneceram armadas por cerca de 18 horas. Uma tarrafa de 3 m de diâmetro e malha de 40 mm entre nós opostos foi utilizada para amostragem complementar. No momento da retirada das redes de espera, a tarrafa foi arremessada 3 vezes.

Os animais capturados tiveram seu sangue coletado para o Teste de micronúcleo. A coleta foi feita com seringa, preparada com uma camada de EDTA 0,1%. O sangue foi coletado um pouco abaixo da linha lateral, no pedúnculo caudal. Com o sangue coletado foram feitas lâminas de esfregaço sanguíneo, procurando fazer, no mínimo, duas lâminas por peixe. Estas lâminas posteriormente foram levadas ao laboratório, fixadas e coradas com corante rápido tipo Panótico (LEMOS, 2008).

A leitura das lâminas foi feita em microscopia de luz com lente objetiva de 1000x. Foram contadas 3.000 células por lâmina, classificadas em sete categorias: células normais, com micronúcleo, binucleadas, chanfradas, com broto ou lobuladas (Figura 9).

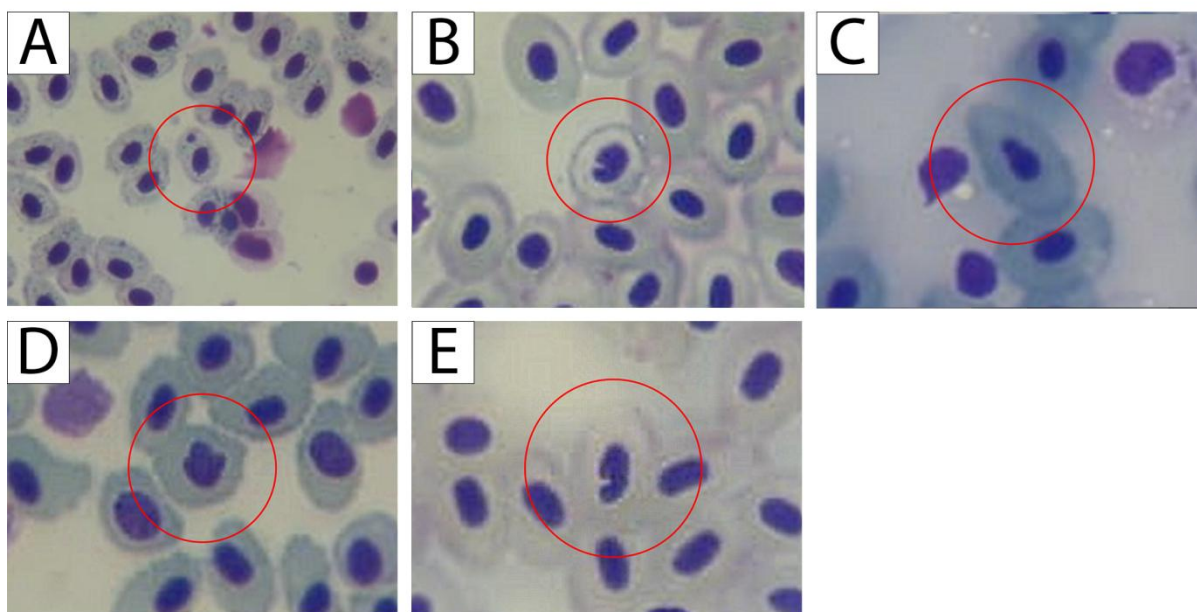


Figura 9. Células observadas no teste do micronúcleo e alterações morfológicas nucleares em peixes das lagoas marginais do rio Paranapanema. A: micronúcleo, B e E: chanfradas, C: com broto, D: lobulada. Fotos de Debora Pardini Lo Turco.

Com os dados coletados foi calculada a frequência de células portadoras de micronúcleo e a frequência de células com anormalidades morfológicas nucleares (AMNs), para cada indivíduo coletado. Foram calculados então, a média e desvio padrão observado para cada espécie coletada.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Das espécies amostradas durante as coletas, foi possível realizar o teste do micronúcleo em 7 espécies diferentes de peixes (Tabela 5). A espécie que apresentou a menor frequência de células micronucleadas foi *Prochilodus* sp. e a que apresentou maior frequência foi *Astyanax fasciatus*. Em relação às AMNs a espécie com menor frequência também foi *Prochilodus* sp. e a que apresentou maior frequência foi *Gymnotus* sp. (Tabela 5).

Tabela 5 – Hábito alimentar, frequência de micronúcleos (%MN), frequência de anomalias morfológicas nucleares (%AMNs) e seus respectivos desvios padrão das espécies analisadas.

Espécie	Hábito alimentar	Frequência (MN) e desvio padrão	Frequência AMNs e desvio padrão
<i>Astyanax altiparanae</i> (n=3)	Onívoro	0,033 ± 0,00	0,995 ± 0,383
<i>Astyanax fasciatus</i> (n=7)	Onívoro	0,239 ± 0,032	0,503 ± 0,757
<i>Cyphocarax modestus</i> (n=4)	Detritívoro	0,058 ± 0,074	0,8 ± 1,029
<i>Gymnotus</i> sp. (n=1)	Onívoro	0,11	1,00
<i>Leporinus obtusidens</i> (n=4)	Onívoro	0,017 ± 0,019	0,391 ± 0,524
<i>Prochilodus</i> sp. (n=5)	Detritívoro	0,013 ± 0,018	0,167 ± 0,771
<i>Serrasalmus marginatus</i> (n=3)	Piscívora	0,041 ± 0,013	0,581 ± 0,517

As AMNs podem ser originadas espontaneamente no organismo, e em elevada frequência, sem a interferência de substâncias poluentes. Porém é preciso levar em conta a influência de fatores intra específicos de cada espécie considerando suas relações no ecossistema em que está inserido e seus níveis de sensibilidade a alterações externas, já que ainda não são compreendidas as causas que dão origem a tais alterações (GONÇALVES, 2015).

Um dos aspectos que se deve observar é a posição que a espécie ocupa na cadeia alimentar, pois sua exposição e sensibilidade aos poluentes pode ser influenciada por este fator, o que foi observado no estudo de Porto, Araujo e Feldberg (2005), no qual os autores

comparam a frequência de micronúcleos entre uma espécie piscívora, outra detritívora e outra onívora na amazônia em região contaminada por mercúrio. A espécie *Hoplias malabaricus*, piscívora, apresentou uma frequência de células com micronúcleo cinco vezes maior do que as outras duas espécies: *Prochilodus nigricans*, que é detritívora, e *Mylossoma duriventris*, que é onívora. Os autores atribuem 3 motivos para este resultado: o primeiro é o fato de a espécie que acumulou mais ser carnívora e por seu alto nível trófico estaria sujeita ao fenômeno da biomagnificação, o segundo é que por habitar riachos, a condutividade e o pH do ambiente favoreceram a produção e bioacumulação do metilmercúrio; e por fim, por ser uma espécie sedentária estaria mais exposta e por mais tempo ao mercúrio presente no ambiente.

Dentre as espécies capturadas no presente trabalho, há somente uma espécie que se apresenta como predadora de peixes, sendo ela *S. marginatus*, apresentando nível trófico mais altos do que os onívoros que se alimentam de larvas, microcrustáceos e zooplâncton em geral, além da matéria vegetal. *Serrasalmus marginatus* possui uma dieta bem diversificada, sendo de maneira geral considerada onívora, porém é inegável o fato de que sejam predadores, que se alimentam principalmente de pedaços de barbatanas, escamas e outras partes do corpo de suas presas (AGOSTINHO e MARQUES, 2001; POMPEU e GODINHO, 2003; COSTA et al., 2005). Portanto, *S. marginatus* pode ser considerada um predador piscívoro (FERREIRA, 2014).

Considerando o efeito de bioacumulação da cadeia trófica, comparando a frequência de MN e AMNs de *S. marginatus* com as demais, temos o seguinte cenário: comparada com as demais espécies onívoras apresenta frequência de MN mais alta com exceção de *A. fasciatus* e *Gymnotus* sp.; em relação às AMNs apresenta frequência mais alta que *A. fasciatus* e *L. obtusidens* e mais baixa que *Gymnotus* sp. e *A. altiparanae*.

Comparando as frequências de *S. marginatus* com as espécies de hábito detritívoro, as frequências de MN e AMNs se mostraram mais altas em relação com as de *Prochilodus* sp. e mais baixas que as de *C. modestus*. Assim, não foi observado uma relação entre as frequências de MN e AMNs entre as espécies com diferentes hábitos alimentares.

Tabela 6 - Frequência de MNs e AMNs em grupos controle de estudos feitos em campo e laboratório.

Espécie	Frequência MNs	Frequência AMNs	Referência
<i>Astyanax altiparanae</i>	0,33 ± 0,21 0,21 ± 0,11 0,00 ± 0,00	2,85 ± 0,88 2,08 ± 0,42 1,33 ± 0,42 1,07 ± 0,27	Galvan (2011)
<i>Astyanax altiparanae</i>	0,016	0,33	Lemos et al(2017)
<i>Astyanax fasciatus</i>	0,10 ± 0,03 0,09 ± 0,02 0,08 ± 0,02 0,08 ± 0,03 0,04 ± 0,02 0,03 ± 0,01 0,01 ± 0,01	--	Silva, 2013
<i>Astyanax</i> sp	--	0,2 ± 0,7	Goldoni (2012)
<i>Cyphocharax magdalenae</i>	1,23	--	Betancur et al (2009)
<i>Gymnotus mamiraua</i>	0,007 ± 0,022	0,037 ± 0,045	Melo et al, 2013b
<i>Gymnotus arapaima</i>	0,005 ± 0,012	0,058 ± 0,089	Melo et al, 2013b
<i>Leporinus friderici</i>	0,095 ± 1,80	--	Pimenta et al, 2008

	0,249 ± 4,09		
<i>Leporinus obtusidens</i>	0.75 ± 1.5	3.5 ± 4.7	Furnus et al,2014
<i>Prochylodus magdalenae</i>	0,61	--	Betancur et al (2009)
<i>Prochylodus lineatus</i>	0 0,15 ± 0,11	0,95 ± 0,18 1,00 ± 0,18	Carmo (2015)
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0.17 ± 0.17 0.17 ± 0.13 0.14 ± 0.14 0.12 ± 0.07 0.11 ± 0.06 0.00 ± 0.00	--	De Jesus (2016)

Galvan (2011), fez testes de MN e AMNs em peixes da espécie *A. altiparanae* expostos a efluentes de uma universidade em diferentes tempos de exposição (24h, 48h, 72h e 96h) e concentração. As frequências basais de MN encontradas nos grupos controle negativo por este autor estão muito próximas às observadas no presente estudo. Já as frequências de AMNs se apresentam todas mais altas do que as encontradas no presente trabalho. Por outro lado, as frequências de MN e AMNs para *A. altiparanae* registradas por Lemos et al. (2017) apresentam-se inferiores às deste estudo.

Uma hipótese é que estas diferenças podem ser causadas pelos métodos de captura e manuseio dos peixes, como já observado para o ensaio do cometa no trabalho de Moreira et al. (2010). Porém, os mesmos autores não observaram resultados significativos no teste do micronúcleo, provavelmente por não ter tempo suficiente de haver reprodução celular em quantidade relevante após o estresse de captura e manuseio dos exemplares. Os indivíduos de Galvan (2011) foram amostrados no mínimo após 24h da manipulação para o ensaio em laboratório o que abre chance para estudos posteriores considerando o tempo passado após o estresse.

As frequências de *A. fasciatus* registradas por Silva (2013) em 4 pontos amostrais diferentes ficaram todas abaixo da frequência encontrada neste estudo. Os pontos amostrados por Silva (2013) eram todos córregos, portanto, ambientes lóticos, tendo dinâmicas diferentes e provavelmente acumulando e sedimentando menos contaminantes do que um ambiente lêntico, podendo ser uma possível causa para a divergência das frequências.

Para *C. modestus* não foram achados estudo específicos da espécie registrando a frequência de MN e AMNs, porém há um estudo de Betancur (2009) onde é registrada a frequência de *Cyphocharax magdalenae*, pertencente ao mesmo gênero. Comparando as frequências, *C. modestus* aparece com a frequência mais baixa que a de *C. magdalenae*, porém possuem em comum o fato de estarem entre as espécies que apresentam maior frequência, sendo *C. modestus* a terceira espécie com maior frequência dentre as sete espécies amostradas e *C. magdalenae* a segunda espécie com maior frequência dentre 8 espécies amostradas por Betancur (2009). Portanto o gênero *Cyphocharax*, nos dois trabalhos apresenta maior sensibilidade a fatores genotóxicos, servindo assim como um bom táxon a ser considerado como bioindicador para biomonitoramentos.

Para o gênero *Gymnotus* sp. são raros os estudos com teste de MN e AMNs. *Gymnotus* sp, apresentou frequências de MN e AMNs mais elevadas do que as registradas por Melo et al. (2013), essa diferença pode ser atribuída às regiões totalmente distintas com relação a clima e pluviosidade, sendo as amostras de Melo et al (2013) da região norte do país, leste da amazônia. Outra variável é a coleta em ambiente lótico e comprovadamente não impactado pelo homem. Uma outra hipótese para a diferença então seria o nível de preservação do local de coleta, mostrando talvez que as lagoas amostradas do presente estudo estejam sofrendo influências antrópicas das fazendas e outras atividades nos arredores

As taxas de MN e AMNs encontradas em *L. obtusidens* registrada por Furnus et al (2014) e as taxas de MN em *L. friderici* registradas por Pimenta et al. (2008) apresentam-se todas maiores do que a encontrada no presente trabalho, podendo indicar menor exposição a agentes genotóxicos.

Em *Prochilodus* sp no registro de Betancur et al. (2009) a frequência de MN foi mais alta e no registro de Carmo (2015) a frequência de MN foi semelhante à do presente estudo, já a de AMNs aparece mais elevada. Conseguimos observar nos registros de Betancur et al. (2009) que apresentou frequências de MN mais altas em *Cyphocharax* sp. e *Prochilodus* sp. há a possibilidade de que o local amostrado pelo autor esteja sob maior influência de substâncias genotóxicas.

São poucos os trabalhos publicados com teste de micronúcleo para o gênero *Serrasalmus*. De Jesus (2016) registra frequências de micronúcleo em *S. brandtii*, sendo todos os valores inferiores à frequência de *S. marginatus* observada neste estudo.

5. REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, Carlos Sérgio; MARQUES, Elineide Eugênio. Selection of netted prey by piranhas, *Serrasalmus spilopleura* and *S. marginatus* (Pisces, Serrasalminidae). **Acta Scientiarum**, v. 23, n. 2, p. 461-464, 2001.

AL-SABTI, Kabil; METCALFE, Chris D. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. **Mutation Research/Genetic Toxicology**, v. 343, n. 2, p. 121-135, 1995.

ANDRÉA, MM de. Bioindicadores ecotoxicológicos de agrotóxicos, 2008. **Artigo em Hypertexto. Disponível em:< http://www.infobibos.com/Artigos/2008_4/Bioindicadores/index.htm>. Acesso em 06 de set. 2018.**

AKCHA, F.; LEDAY, G.; PFOHL-LESZKOWICZ, A. Measurement of DNA adducts and strand breaks in dab (*Limanda limanda*) collected in the field: effects of biotic (age, sex) and abiotic (sampling site and period) factors on the extent of DNA damage. **Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis**, v. 552, n. 1, p. 197-207, 2004.

BETANCUR IP, PALACIO BAENA JA, GUERRERO MC. Micronuclei test application to wild tropical ichthyic species common in two lentic environments of the low zones in Colombia. **Actual Biol** 31:67–77, 2009.

BOLLER, Kaspar; SCHMID, W. Chemische mutagenese beim Säuger. Das knochenmark des Chinesischen hamsters als in vivo-Testsystem. Hämatologische befunde nach behandlung mit trenimon. **Humangenetik**, v. 11, n. 1, p. 35-54, 1970.

CARMO, Talita Laurie Lustosa do et al. Efeito da exposição a nanopartículas de dióxido de titânio (NP-TiO₂) em curimatá (*Prochilodus lineatus*, Teleostei): aspectos fisiológicos, bioquímicos e morfológicos. 2015.

CARRASCO, Kenneth R.; TILBURY, Karen L.; MYERS, Mark S. Assessment of the piscine micronucleus test as an in situ biological indicator of chemical contaminant effects. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 47, n. 11, p. 2123-2136, 1990.

COSTA, André Correa et al. Alimentação da pirambeba *Serrasalmus spilopleura* Kner, 1858 (Characidae; Serrasalminae) em um reservatório do Sudeste brasileiro. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 4, p. 365-369, 2005.

COMITÊ, DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO. PARANAPANEMA–CBH-ALPA. **Relatório da Situação dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema–UGRHI - 14. 2017.** Ano base 2016. disponível em <http://www.sigrh.sp.gov.br/relatoriosituacaodosrecursoshidricos>. Acesso em 04 de maio de 2018.

DE JESUS, Isac Silva et al. Genotoxicity effects in freshwater fish from a Brazilian impacted river. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 96, n. 4, p. 490-495, 2016.

FABACHER, David L. et al. Contaminated sediments from tributaries of the Great Lakes: chemical characterization and carcinogenic effects in medaka (*Oryzias latipes*). **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 21, n. 1, p. 17-34, 1991.

FENECH, Michael. The in vitro micronucleus technique. **Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis**, v. 455, n. 1, p. 81-95, 2000.

FERREIRA, Fabiane Silva et al. Trophic ecology of two piranha species, *Pygocentrus nattereri* and *Serrasalmus marginatus* (Characiformes, Characidae), in the floodplain of the Negro River, Pantanal. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 4, p. 381-391, 2014.

FITZHUGH, Thomas W.; RICHTER, Brian D. Quenching urban thirst: growing cities and their impacts on freshwater ecosystems. **AIBS Bulletin**, v. 54, n. 8, p. 741-754, 2004.

FURNUS, G. N. A. et al. Baseline micronuclei and nuclear abnormalities frequencies in native fishes from the Paraná River (Argentina). **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 217-221, 2014.

GALVAN, Gabrieli Limberger. Avaliação genotóxica de efluentes químicos de laboratórios de instituição de ensino e pesquisa utilizando como bioindicador o peixe *Astyanax altiparanae* (Characidae). 2011.

GLEICK, Peter H. A look at twenty-first century water resources development. **Water international**, v. 25, n. 1, p. 127-138, 2000.

GOLDONI, Angélica; DA SILVA, Luciano Basso. Potencial mutagênico do fungicida mancozebe em *Astyanax jacuhiensis* (Teleostei: Characidae). **Bioscience Journal**, v. 28, n. 2, 2012.

GONÇALVES, Helyandra de Lurdes Schicora. Diferença na frequência basal de micronúcleos e alterações morfológicas nucleares em eritrócitos de *Astyanax altiparanae*, *Geophagus brasiliensis*, *Piaractus mesopotamicus*, *Rhamdia quelen*, *Hoplias intermedius* e *Oreochromis niloticus*. 2015.

HAYASHI, Makoto et al. In vivo rodent erythrocyte micronucleus assay. **Mutation Research/Environmental Mutagenesis and Related Subjects**, v. 312, n. 3, p. 293-304, 1994.

HOOFTMAN, Ria N.; DE RAAT, W. K. Induction of nuclear anomalies (micronuclei) in the peripheral blood erythrocytes of the eastern mudminnow *Umbra pygmaea* by ethyl methanesulfonate. **Mutation Research Letters**, v. 104, n. 1-3, p. 147-152, 1982.

HUGGET, R.J. et al. (Ed.). Biomarkers. Biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress. Boca Raton: Lewis Publishers, 1992, p. 155-209.

KENDALL, Ronald J. et al. Ecotoxicology. **USDA National Wildlife Research Center-Staff Publications**, p. 516, 2001.

KURELEC, Branko. The genotoxic disease syndrome. **Marine Environmental Research**, v. 35, n. 4, p. 341-348, 1993.

LEDEBUR, M ; SCHMID, W. The micronucleus test. Methodological Aspects. Mutation Res. n. 19, p. 109-117, 1973.

LEMOS, C.T.; IRANÇO, F.A.; OLIVEIRA, N.C.D.; SOUZA, G.D.; FACHEL, J.M.G. Biomonitoring of genotoxicity using micronuclei assay in native population of *Astyanax jacuhiensis* (Characiformes: Characidae) at sites under petrochemical influence. **Science of the total environment**, v. 406, n. 1, p. 337-343, 2008.

LEMOS, Layon Zafra et al. Avaliação do potencial genotóxico em *Astyanax altiparanae* (Pisces, Characidae) submetidos ao agrotóxico 2-4 Diclorofenoxiacético através de métodos citogenéticos. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 38, n. 1supl, p. 102. 2017.

MELO, Karina Motta et al. Profile of micronucleus frequencies and nuclear abnormalities in different species of electric fishes (Gymnotiformes) from the Eastern Amazon. **Genetics and molecular biology**, v. 36, n. 3, p. 425-429, 2013

MOREIRA, T. N. et al. Influência dos métodos de captura de peixes na avaliação genotóxica utilizando diferentes tecidos de *Astyanax fasciatus* (Osteichthyes, Characidae). **Journal of Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 5, p. 1-7, 2010.

MORIARTY, F. Ecotoxicology: the study of pollutants in ecosystems. London: Academic Press, 3. ed., 347 p., 1999.

NIMER, E. Climatologia do Brasil. 2ªEdição. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1989. 421p.

POMPEU, PS. and GODINHO, HP. Dieta e estrutura das comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São Francisco. In GODINHO, HP. and GODINHO, AL., eds. *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. Belo Horizonte: PUC Minas. p. 183-194. 2003.

PORTO, J. I. R.; ARAUJO, C. S. O.; FELDBERG, E. Mutagenic effects of mercury pollution as revealed by micronucleus test on three Amazonian fish species. *Environmental Research*, v. 97, p. 287-292, 2005.

SAMPAIO, T. 1944. Relatório dos rios Itapetininga e Paranapanema. *Rev. Inst. Geogr. Geol.* 2(3):222-271.

SILVA, Sabrina Vaz dos Santos et al. *Biomonitoramento e citogenética dos afluentes do rio Paranaíba*. 2013.

THEODORAKIS, Christopher W.; SHUGART, Lee R. Genetic ecotoxicology III: the relationship between DNA strand breaks and genotype in mosquito fish exposed to radiation. *Ecotoxicology*, v. 7, n. 4, p. 227-235, 1998.

WILLIAMS, R. C.; METCALFE, C. D. Development of an in vivo hepatic micronucleus assay with rainbow trout. *Aquatic toxicology*, v. 23, n. 3-4, p. 193-202, 1992.

ŽEGURA, Bojana et al. Combination of in vitro bioassays for the determination of cytotoxic and genotoxic potential of wastewater, surface water and drinking water samples. **Chemosphere**, v. 75, n. 11, p. 1453-1460, 2009.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ictiofauna das lagoas marginais amostradas foi composta principalmente por espécies de pequeno porte, com baixa capacidade migratória e ciclo de vida associado às lagoas marginais, dependendo destas para alimentação/crescimento e/ou reprodução. As diferenças encontradas nas comunidades dessas lagoas nas diferentes campanhas podem refletir o grau de conectividade destes ambientes com o rio; já que a similaridade entre as lagoas foi maior na segunda campanha, que coincidiu com o início do período chuvoso. Como sugestão para futuros estudos, recomenda-se aumentar o conjunto de dados de modo a realizar um diagnóstico mais preciso das influências que essas lagoas marginais e as comunidades associadas estão sujeitas.

Com relação as frequências basais de anomalias morfológicas nucleares, apesar de semelhanças e divergências em relação aos dados obtidos na literatura para os testes e espécies aqui analisadas, não pode ser afirmado com precisão que os hábitos alimentares das espécies tenham especial influência na frequência de células com micronúcleos ou anormalidades morfológicas nucleares. Desta forma, recomenda-se ter muito cuidado ao avaliar e comparar os dados obtidos para os testes de micronúcleo e anormalidades morfológicas nucleares em diferentes espécies, metodologias de coleta e variáveis ambientais.

Anexo 1 - Lista taxonômica das espécies de peixes capturadas durante as campanhas realizadas em duas lagoas marginais localizadas na bacia do Alto Paranapanema, segundo Reis et al. (2003)

Ordem Characiformes

Família Curimatidae

Cyphocarax modestus (Fernández-Yépez, 1948)

Steidachnerina insculpita (Fernández-Yépez, 1948)

Família Prochilodontidae

Prochilodus sp. Spix e Agassiz, 1829

Família Anostomidae

Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1836)

Família Characidae

Astyanax altiparanae Garutti e Britski, 2000

Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)

Família Serrasalmidae

Serrasalmus marginatus Valenciennes, 1837

Serrasalmus spilopleura Kner, 1858

Família Acestrorhynchidae

Acestrorhynchus lacustris (Lutken, 1875)

Família Erythrinidae

Hoplias sp. Muller, 1842

Ordem Siluriformes

Família Callichthyidae

Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)

Família Heptapteridae

Pimelodella sp. Eigenmann e Eigenmann, 1888

Ordem Gymnotiformes

Família Gymnotidae

Gymnotus sp. Linnaeus, 1758