



Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Unidade Universitária de Dourados
Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais

**PEIXES COMO BIOINDICADORES: INFLUÊNCIA DA
INTEGRIDADE AMBIENTAL NA BIOLOGIA
ALIMENTAR E REPRODUTIVA DE *Astyanax altiparanae*
NA BACIA DO RIO IVINHEMA, ALTO RIO PARANÁ.**

Lucilene Finoto Viana

Dourados – MS
Março/2013





**PEIXES COMO BIOINDICADORES: INFLUÊNCIA DA
INTEGRIDADE AMBIENTAL NA BIOLOGIA
ALIMENTAR E REPRODUTIVA DE *Astyanax altiparanae*
NA BACIA DO RIO IVINHEMA, ALTO RIO PARANÁ.**

Lucilene Finoto Viana

Orientador: Sidnei Eduardo Lima Junior

Co-orientador: Yzel Rondon Suárez

“Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Recursos Naturais, área de concentração em Recursos Naturais, da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais”.

Dourados – MS
Março/2013



AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pelo amparo constante, por me conceder saúde e disposição para a realização deste trabalho.

Meus sinceros agradecimentos ao meu orientador Prof. Dr. Sidnei Eduardo Lima Junior, pelos conselhos, por todos os ensinamentos e sugestões que foram essenciais para a finalização desta dissertação. Com sua paciência e sua ajuda, certamente consegui desenvolver meu trabalho com mais clareza. Agradeço todo o empenho, confiança e oportunidade em realizar este trabalho como sua aluna. Muito obrigada!

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Yzel Rondon Suárez, agradeço pela disposição em ajudar, pelas sugestões valiosas e pela confiança depositada em mim e acima de tudo pela amizade nestes anos de convivência que foram essenciais para o meu crescimento e aprendizado. Obrigada por todo tempo dedicado a mim, pela paciência e por todos os ensinamentos. Obrigada por tudo!

À Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS, pela oportunidade que esta instituição me proporcionou.

À Capes pela concessão da bolsa de mestrado.

À Fundect e ao CNPq pelo apoio financeiro.

Ao Prof. Dr. Emerson Machado de Carvalho pelo auxílio nas identificações dos macroinvertebrados aquáticos.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, pelos valiosos ensinamentos e por sempre estarem disponíveis quando solicitados.

A todos os membros do Laboratório de Ecologia de Peixes - UEMS: Ana, Aryadne, Dáleth, Fabiane, Gabriela, Gabriel, Karina, Isabelle, Maiane, Marcelo, Patrícia e Wagner.

Meus sinceros agradecimentos, por toda valiosa ajuda, todas as trocas de informações e pelos momentos de descontração. Em especial agradeço ao Marcelo, pelo auxílio nos trabalhos de campo e laboratório, à Karina pelos artigos fornecidos, pela ajuda nas análises estatísticas e pelas dicas valiosas e à Ana pelo auxílio na elaboração do mapa. Vocês foram demais! Valeu por tudo.

A todos os meus amigos e amigas pelos momentos de descontração, palavras de incentivo e que nos momentos onde eu me senti um pouco desanimada, eles não mediam esforços para me animar.

E por último, mas não menos importante agradeço a toda minha família que me apoiaram e me acompanharam nesta jornada, em especial à minha irmã Simone, por todo o incentivo, toda a força e por todo o carinho dedicado a mim neste tempo. E ao meu esposo Wilson, por todo apoio e compreensão nestes dois anos. Sem eles nada disso seria possível.

Obrigada a todos, que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho! Foram dois anos maravilhosos e de muito conhecimento!

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| RESUMO..... | vii |
| ABSTRACT..... | viii |
| CAPÍTULO 1 - Considerações Gerais..... | 01 |
| 1.1. REFERÊNCIAS..... | 04 |
| CAPÍTULO 2 - Influência da integridade ambiental na biologia alimentar de <i>Astyanax altiparanae</i> (GARUTTI; BRITSKI, 2000) em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, Brasil..... | 07 |
| RESUMO..... | 07 |
| ABSTRACT..... | 07 |
| 2.1. INTRODUÇÃO..... | 08 |
| 2.2. MATERIAIS E MÉTODOS..... | 09 |
| 2.2.1. Área de estudo..... | 09 |
| 2.2.2. Coleta dos dados..... | 10 |
| 2.2.3. Análise dos dados..... | 11 |
| 2.3. RESULTADOS..... | 12 |
| 2.4. DISCUSSÃO..... | 16 |
| 2.5. CONCLUSÃO..... | 19 |
| 2.6. REFERÊNCIAS..... | 19 |
| CAPÍTULO 3 - Influência da integridade ambiental na biologia reprodutiva de <i>Astyanax altiparanae</i> (GARUTTI; BRITSKI, 2000) em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, Brasil..... | 24 |
| RESUMO..... | 24 |
| ABSTRACT..... | 24 |
| 3.1. INTRODUÇÃO..... | 25 |
| 3.2. MATERIAIS E MÉTODOS..... | 26 |
| 3.2.1. Área de estudo..... | 26 |
| 3.2.2. Coleta dos dados..... | 27 |
| 3.2.2. Análise dos dados..... | 28 |
| 3.3. RESULTADOS..... | 29 |
| 3.4. DISCUSSÃO..... | 33 |
| 3.5. CONCLUSÃO..... | 36 |

| | |
|---|-----------|
| 3.6. REFERÊNCIAS..... | 36 |
| CAPÍTULO 4 - Considerações Finais..... | 40 |

RESUMO

O trabalho foi desenvolvido em 101 pontos de coleta da bacia do rio Ivinhema (Mato Grosso do Sul, Brasil), com diferentes intensidades de perturbação ambiental. Foram avaliadas variáveis ambientais qualitativas e quantitativas com o objetivo de analisar se os diferentes níveis de integridade ambiental dos riachos influenciam na biologia alimentar e reprodutiva da espécie *Astyanax altiparanae*, procurando avaliar o efeito do stress ambiental sobre essa espécie e seu possível uso em biomonitoramento. As amostragens foram realizadas entre julho/2001 e novembro/2011, utilizando peneiras, rede de arrasto e pesca elétrica. Através dos resultados das análises ambientais os riachos foram categorizados em três níveis de condutividade, que foi considerado o melhor descritor da qualidade ambiental desses locais. Em relação aos resultados da dieta, a espécie apresentou hábito alimentar onívoro, com predomínio de recursos alóctones nos locais menos impactados, provavelmente porque estes ambientes apresentam mata ciliar moderadamente conservada. Em relação aos resultados da reprodução, houve maior predominância de fêmeas ($p = 0,0153$), nos riachos mais impactados e ambos os sexos apresentaram aproximadamente o mesmo padrão de distribuição por comprimento nas três categorias de integridade dos *habitats*. As fêmeas atingiram maturidade sexual com maiores comprimentos ($L_{50} = 55,67$ mm) nos riachos alterados e mais impactados. A espécie apresentou maior intensidade reprodutiva e melhor Fator de Condição nos riachos mais impactados. Os resultados evidenciaram que em locais mais impactados a espécie demonstra boa capacidade em alocar parte significativa de sua energia à reprodução, provavelmente em decorrência da maior oferta de alimento.

PALAVRAS-CHAVE: Integridade ambiental, riachos, ictiofuna, alimentação e reprodução.

ABSTRACT

The present study was developed in 101 sampling sites in the Ivinhema River basin (Mato Grosso do Sul State, Brazil), with different levels of environmental disturbance. Qualitative and quantitative environmental variables were evaluated, aiming to analyze the influence of the different levels of environmental integrity on the feeding and reproduction of *Astyanax altiparanae*, we sought to evaluate the effect of environmental stress on this species and its potential use in biomonitoring. Samplings were conducted between July/2001 and November/2011 using sieves, seining nets and electrofishing. According to results of environmental analyses, streams were classified into three levels of conductivity, which was considered the best descriptor of environmental quality of these environments. The species presented omnivorous feeding habit, with predominance of allochthonous resources at the least impacted sites, probably because these environments present moderately preserved riparian vegetation. There was predominance of females ($p = 0.0153$), in impacted more streams and both sexes presented nearly the same pattern of distribution by length in the three categories of habitat integrity. Females reached sexual maturity with greater lengths ($L_{50} = 55.67$ mm) in altered streams and more impacted. The species showed higher reproductive intensity and the best Condition Factor in more impacted streams. Our results evidenced that in most impacted sites the species demonstrated a good ability to allocate a significant portion of its energy to reproduction, probably due to the greater supply of food.

KEY-WORDS: Environmental integrity, streams, ichthyofauna, feeding and reproduction.

CAPÍTULO I - CONSIDERAÇÕES GERAIS

Os ecossistemas naturais têm sido fortemente alterados nos últimos anos em função de múltiplos impactos ambientais resultantes de atividades antrópicas. Os ecossistemas aquáticos, em particular, estão sujeitos a modificações na integridade de seus *habitats* e na qualidade das suas águas quando há um aumento das atividades antrópicas em seu entorno sem que haja um planejamento sustentável e controle do seu uso (BRUSCHI Jr. et al., 1998; FLORES-LOPES et al., 2010). Desta forma, atividades antrópicas têm exercido uma profunda influência sobre os ecossistemas aquáticos, com a diminuição da vegetação ripária, utilização de pesticidas e fertilizantes para a agricultura, eutrofização de corpos hídricos pelo lançamento de esgotos urbanos *in natura* e contaminação pelo lançamento de efluentes industriais, afetando de forma significativa as populações de peixes de água doce (CAIRNS et al., 1993; FLORES-LOPES et al., 2010). Segundo Araújo (1998), alguns efeitos negativos são devidos aos poluentes, enquanto outros estão associados às mudanças na hidrologia da bacia, modificações no *habitat* e alterações das fontes de energia, das quais depende a biota aquática.

Alterações na qualidade da água ou nas condições do ambiente aquático podem resultar em diferenças na disponibilidade de recursos alimentares (BONATO et al., 2012). A retirada da mata ciliar em riachos pode impactar negativamente a biota aquática através da degradação do *habitat* e mudanças no alimento disponível para os organismos (LORION; KENNEDY, 2009; CASATTI, 2010). A conservação da mata ciliar nas margens dos riachos é um componente fundamental para a manutenção dos ambientes aquáticos, pois fornece alimento para a fauna de peixes, através da entrada de partes vegetais e de insetos que caem das árvores, além de interceptar a entrada de sedimentos no riacho, evitando assim o assoreamento e mantendo o *habitat* das espécies em questão (CASATTI, 2010; SILVA et al., 2012). Segundo Tundisi e Tundisi (2010), a qualidade da água está diretamente relacionada à presença da vegetação ripária. Em regiões onde há uma floresta ripária bem conservada a condutividade elétrica, que é um fator fundamental na medida da qualidade da água, é menor ($<20 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Em regiões com ausência de floresta ripária esta condutividade é mais elevada ($>100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), o que evidencia aumento da composição iônica da água.

A deterioração dos ecossistemas aquáticos, em função das atividades antrópicas, tem gerado necessidades de desenvolvimento e adequação de métodos de avaliação da qualidade ambiental (FLORES et al., 2010). Várias técnicas de avaliação biológica têm sido utilizadas

para quantificar os efeitos das atividades humanas sobre a condição biótica dos ecossistemas aquáticos, seguindo a idéia de que componentes biológicos respondem à degradação ambiental, modificando suas características funcionais e estruturais (BERKMAN; RABENI, 1987; GAFNY et al., 2000). Neste contexto, a ictiofauna é considerada um indicador sensível da condição relativa dos rios, principalmente pela redução do número de espécies de peixes, o que é claramente verificado em lugares onde a poluição aquática é grave (LIMA-JUNIOR et al., 2006; CASATTI, 2010; FLORES-LOPES et al., 2010; ALEXANDRE et al., 2010). Desta forma, a utilização de peixes como indicadores ecológicos é útil para avaliar a integridade ambiental dos ecossistemas aquáticos, pois estes refletem a sensibilidade ou a tolerância em explorar locais perturbados, demonstrando através da reprodução e da alimentação as reais condições do *habitat* e a adaptação a tais condições ambientais. Assim, são capazes de indicar o efeito de fatores ambientais, sejam eles naturais ou modificados antropicamente (BELMEJO; MARTOS, 2008; MORMUL et al., 2009; PEASE et al., 2012). Em ambientes degradados, pode ocorrer perda de espécies nativas mais exigentes pelo aumento da abundância de espécies tolerantes com a perda da integridade ambiental (CASATTI et al., 2009; ALEXANDRE et al., 2010; FELIPE; SÚAREZ, 2010; ESTEVES; ALEXANDRE, 2011).

No presente estudo a espécie *Astyanax altiparanae* foi estudada por ser um peixe com alta plasticidade ecológica e apresenta ampla distribuição geográfica e relevância ecológica. Considerada uma espécie tolerante e oportunista, exibe versatilidade ecológica, com capacidade de ajuste a diversas situações ambientais e grande capacidade adaptativa exploratória, que utiliza estratégias diferenciadas na estrutura populacional (ORSI et al., 2004). É uma espécie abundante em riachos com variações nas condições ambientais, como em riachos parcialmente degradados, com elevados níveis de condutividade elétrica da água, e possui grande investimento na reprodução e plasticidade alimentar (SCHULZ; MARTINS, 2001; ORSI et al., 2002; CUNICO et al., 2006).

A. altiparanae (Figura1) pertence à ordem Characiformes, grupo dominante dentre os peixes de água doce da América do Sul, e à família Characidae, a maior e a mais complexa desta ordem (BRITSKI et al., 2007). A ordem Characiformes compreende peixes que possuem uma grande variedade de formas e comportamentos, permitindo, assim, que habitem os mais variados tipos de ambientes (VAZZOLER; MENEZES, 1992; DALA-CORTE; AZEVEDO, 2010).

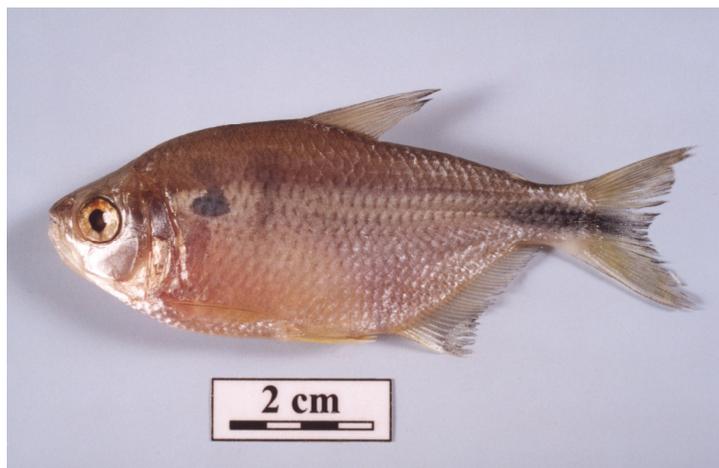


Figura 1. Indivíduo de *Astyanax altiparanae*

Foto: Arquivo Sidnei Eduardo Lima Junior

Estudos que relacionam as características ambientais com alimentação e reprodução de peixes são fundamentais para a compreensão de como estes ambientes e suas comunidades estão estruturadas, fornecendo assim subsídios para trabalhos voltados à conservação e o manejo sustentável dos sistemas aquáticos (CETRA et al., 2011). A reprodução representa uma dos aspectos mais importantes da biologia de uma espécie, pois é o processo que garante a preservação de uma espécie, uma vez que o sucesso reprodutivo depende de onde e de quando a espécie se reproduz e dos recursos destinados para a sua reprodução, sendo que o processo reprodutivo é influenciado pela disponibilidade de recursos alimentares (NIKOLSKY, 1969; VAZZOLER, 1996; PEASE et al., 2012). Corrêa e Silva (2010) afirmam que a alimentação é uma das atividades mais importantes para os organismos, pois estes alocam energia para as principais funções vitais, tais como, reprodução e fuga contra eventuais predadores. Segundo Loureiro-Crippa et al. (2009), investigações sobre hábitos alimentares de peixes são úteis para elucidar a dinâmica dos ecossistemas aquáticos, assim como a ocupação de *habitat* pelas espécies e, ainda, para reconhecer as alterações antrópicas no ecossistema.

Neste contexto, a abordagem feita neste capítulo procurou demonstrar como a pesquisa está organizada nos capítulos seguintes. No segundo capítulo estão apresentadas as informações sobre o estudo da dieta da espécie *A. altiparanae* em riachos com diferentes intensidades de integridade ambiental. Posteriormente, no terceiro capítulo são apresentadas informações sobre alguns aspectos reprodutivos da espécie *A. altiparanae*, que compreende a análise da proporção sexual, comprimento da primeira maturação, Índice Gonadossomático e

o Fator de Condição, para uma inferência sobre a qualidade ambiental e sobre o seu potencial reprodutivo em riachos com diferentes níveis de integridade ambiental. Os resultados deste trabalho contribuem para planos e estratégias de restauração dos ambientes aquáticos e a conservação das espécies, além de sugerir o papel da espécie *A. altiparanae* como indicador ecológico da qualidade ambiental, podendo servir como uma importante ferramenta para avaliar a condição do ambiente aquático.

1.1. REFERÊNCIAS

ALEXANDRE, C. V.; ESTEVES, K. E.; MELLO, M. A. M. M. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 641, n. 1, p. 97-114, 2010.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 547-558, 1998.

BELMEJO, L.; MARTOS, H. L. Utilização de *Xiphophorus helleri* como bioindicador de poluição hídrica de derivados de petróleo em condições tropicais. **Revista Eletrônica de Biologia**, v. 1, n. 2, p. 1-17, 2008.

BERKMAN, H. E.; RABENI, C. F. Effect of siltation on stream fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, v. 18, n. 4, p. 285-294. 1987.

BONATO, K. O.; DELARIVA, R. L.; SILVA, J. C. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 29, n. 1, p. 27-38, 2012.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal: manual de identificação**. 5ª Edição. Embrapa, 2007. p. 230.

BRUSCHI Jr. W.; SALOMONI, S. E.; FERMINO, F. S.; PEDROZO, C. S.; SCHWARZBOLD, A. ; PERET, A. C. Aplicação de um índice de qualidade de águas para lagoas costeiras, RS, afetadas por despejos urbanos. **Biociências**, v. 6, n. 1, p. 55-66, 1998.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623, n. 1, p. 173-189, 2009.

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 31-34, 2010.

CAIRNS, Jr. J.; McCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, v. 263, n. 1, p. 1-144, 1993.

CETRA, M.; RONDINELI, G. R.; SOUZA, U. P. Compartilhamento de recursos por duas espécies de peixes nectobentônicas de riachos na bacia do rio Cachoeira (BA). **Biota Neotropica**, v.11, n. 2, p. 1-9, 2011.

CORRÊA, F.; SILVA, G. C. Hábito alimentar de *Astyanax asuncionensis* (Géry, 1972) durante um período de seca e cheia, no Córrego do Onça, Coxim, Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 8, n. 4, p. 368-372, 2010.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p.1101-1110, 2006.

DALA-CORTE, B.; AZEVEDO, M. A. Biologia reprodutiva de *Astyanax henseli* (Teleostei, Characidae) do curso superior do rio dos Sinos, RS, Brasil. **Série Zoologia**, v. 100, n. 3, p. 259-266, 2010.

ESTEVES, K. E.; ALEXANDRE, C. V. Development of an Index of Biotic Integrity Based on Fish Communities to Assess the Effects of Rural and Urban Land Use on a Stream in Southeastern Brazil. **International Review of Hydrobiology**, v. 96, n. 3, p. 296-317, 2011.

FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 143-151, 2010.

FLORES-LOPES, F.; CETRA, M.; MALABARBA, L. R. Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. **Biota Neotropica**, v.10, n. 4, p. 183-193, 2010.

GAFNY, S.; GOREN, M.; GASITH, A. Habitat condition and fish assemblage structure in a coastal Mediterranean stream (Yarqon, Israel) receiving domestic effluent. **Hydrobiologia**, v. 422-423, n. 0, p. 319-330, 2000.

LIMA-JUNIOR, S. E.; CARDONE, I. B.; GOITEIN, R. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 15, n. 3, p. 284-290, 2006.

LOUREIRO-CRIPPA, V. E.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Food resource used by small-sized fish in macrophyte patches in ponds of the upper Paraná river floodplain. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, n. 2, p. 119-125, 2009.

LORION, C. M.; KENNEDY, B. P. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. **Journal of Applied Ecology**, v. 19, n. 2, p. 468-479, 2009.

MORMUL, R. P.; RESSINATTE-JUNIOR, S. P.; VIEIRA, L. A.; MONKOLSKI, A.; POVH, E. B. Caracterização das condições ambientais de um rio neotropical a partir da densidade, composição e riqueza de taxa de invertebrados bênticos. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, n. 4, p. 379-386, 2009.

NIKOLSKY, G. V. Fecundity, quality of the sex products and course of spawning. In: Oliver & Boyd. **Fish population dynamics**. Edinburg, 1969. p. 31-67.

ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A.; SILVA-SOUZA, A. T. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis, p. 425-432. In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E; SHIBATTA, O. A & PIMENTA, J. A (Eds). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina, UEL. 2002. p. 595.

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

PEASE, A. A.; GONZÁLEZ-DÍAZ, A. A.; RODILES-HERNÁNDEZ, R.; WINEMILLER, K. O. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 5, p.1060-1075, 2012.

SILVA, J. C.; DELARIVA, R. L.; BONATO, K. O. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 2, p. 389-399, 2012.

SCHULZ, U. H.; MARTINS-JUNIOR, H. *Astyanax fasciatus* as bioindicators of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, n. 4, p. 615-622, 2001.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67-75, 2010.

VAZZOLER, A. E. A. M.; MENEZES, N. A. Síntese dos conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 52, n. 4, p. 627-640, 1992.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos**: teoria e prática. Maringá; São Paulo: Eduem; SBI, 1996. p. 169.

CAPÍTULO 2 - INFLUÊNCIA DA INTEGRIDADE AMBIENTAL NA BIOLOGIA ALIMENTAR DE *Astyanax altiparanae* (GARUTTI; BRITSKI, 2000) EM RIACHOS DA BACIA DO RIO IVINHEMA, ALTO RIO PARANÁ, BRASIL.

Lucilene Finoto Viana¹, Yzel Rondon Suárez² e Sidnei Eduardo Lima-Junior²

¹Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Rodovia Dourados-Itahum, km 12, 79804-970, Dourados, MS. ²Laboratório de Ecologia do Centro Integrado de Análise e Monitoramento Ambiental – CINAM, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Rodovia Dourados-Itahum, km 12, 79804-970, Dourados, MS.

RESUMO. Neste estudo avaliamos a dieta de *A. altiparanae*, em riachos com diferentes intensidades de perturbação ambiental na bacia do rio Ivinhema (Mato Grosso do Sul, Brasil), com o objetivo de determinar a origem dos itens alimentares consumidos pela espécie e analisar se os diferentes níveis de integridade ambiental dos riachos influenciam na dieta da espécie. As amostragens foram realizadas, entre julho/2001 e novembro/2011, em 101 riachos, utilizando peneiras, rede de arrasto e pesca elétrica. Os riachos foram categorizados em três níveis de condutividade, que foi considerado o melhor descritor da qualidade ambiental desses locais. Foram analisados 664 estômagos através dos métodos de frequências de ocorrência e índice de análise volumétrica, combinados no Índice de Importância Alimentar (AI). A espécie apresentou hábito alimentar onívoro, com predomínio de recursos alóctones. A Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) indicou que nos riachos menos impactados, o recurso mais representativo foi material vegetal alóctone; nos riachos alterados foram artrópodes alóctones e nos riachos mais impactados foram artrópodes autóctones e sedimentos. Os resultados evidenciaram que em locais menos impactados houve maior contribuição de recursos alimentares alóctones, porque nestes ambientes apresentam mata ciliar moderadamente conservada.

PALAVRAS-CHAVE: Mudanças ambientais, peixes, bioindicadores, dieta.

ABSTRACT. In this study, we evaluated the diet of *A. altiparanae*, in streams with different levels of environmental disturbance in the Ivinhema River basin (Mato Grosso do Sul State, Brazil), aiming to determine the source of food items consumed by the species and analyze if different levels of environmental integrity of streams influence the diet of the species. Samplings were conducted between July/2001 and November/2011 at 101 streams using sieves, seining nets and electrofishing. Streams were classified into three levels of conductivity, that was considered the best descriptor of environmental quality of these environments. We examined 664 stomachs content frequency of occurrence and volumetric analysis combined in the food Index (AI). The species presented omnivorous habit with predominance of allochthonous resources. The Detrended Correspondence Analysis (DCA) indicated that in less impacted streams the most representative resource was allochthonous

plant material; in the altered streams, allochthonous arthropods and in more impacted streams, autochthonous arthropods and sediment. The results evidenced that in less impacted sites there was a greater contribution of allochthonous food resources, because these sites present moderately preserved riparian vegetation.

KEY-WORDS: Environmental changes, fish, biological indicators, diet.

2.1. INTRODUÇÃO

As atividades humanas têm provocado diferentes alterações nas paisagens terrestres. O avanço da agricultura e o aumento da urbanização, principalmente, têm resultado em muitos impactos sobre a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos (UEIDA; MOTTA, 2007). A perda de áreas florestais em riachos é reconhecida como uma séria ameaça para a biodiversidade aquática, pois impacta negativamente a biota através da degradação dos *habitats* e mudanças na disponibilidade dos recursos alimentares para os peixes (LORION; KENNEDY, 2009; CASATTI, 2010; SILVA et al., 2012). Como consequência, estas mudanças ambientais podem modificar consideravelmente a dieta de peixes, alterando a estrutura trófica das comunidades (CASATTI, 2005; FERREIRA; CASATTI, 2006; WINEMILLER et al., 2008; SANDIN; SOLIMINI, 2009).

As áreas florestais apresentam importantes funções para a integridade de sistemas aquáticos e para os peixes (BARRELA et al., 2001). A integridade da vegetação ripária é de suma importância para a sobrevivência dos organismos aquáticos, pois promove proteção estrutural do *habitat*, regulando o fluxo de água, a formação de abrigos e de sombras, além do fornecimento de alimento direto dos organismos aquáticos (CASSATI, 2010). Os recursos alóctones tem papel preponderante nas cadeias alimentares em riachos, sendo esse um dos fatores que pode estar relacionado à manutenção da comunidade de peixes nestes ambientes (CASSATI, 2010). Por outro lado, é esperado que a disponibilidade do aporte de material alóctone seja mais pronunciada em riachos em que a cobertura vegetal é maior (REZENDE; MAZZONI, 2006).

Estudos sobre os hábitos alimentares de peixes são úteis para explicar a dinâmica do funcionamento dos ecossistemas aquáticos (LOUREIRO-CRIPPA et al., 2009), além de que o alimento consumido pelos peixes permite compreender a integridade desses ecossistemas. O conhecimento da origem dos recursos alimentares utilizados pelos peixes indica a interação dos mecanismos entre as espécies durante a utilização desses recursos e as relações com as áreas adjacentes (OLIVEIRA; BENNEMAN, 2005; UEIDA; MOTTA, 2007).

A análise da dieta pode revelar importantes informações sobre ocupação de *habitat*, disponibilidade de alimento no ambiente e alguns aspectos do comportamento, especialmente no que se refere aos ambientes que estejam sujeitos a mudanças bruscas, tais como riachos (JOHNSON; ARUNACHALAM, 2012). A maioria dos peixes apresenta uma plasticidade em sua dieta, podendo variar com a disponibilidade de alimento, com a época do ano, com a seleção ativa dos alimentos preferidos, com o crescimento ou a idade do peixe, com a presença de outras espécies e com mudanças no habitat (LOWE-McCONNELL, 1999).

O estudo da dieta de peixes em riachos sob a influência de diferentes perturbações ambientais é uma ferramenta útil para avaliar a integridade biótica dos riachos, oferecendo importantes informações sobre a adaptabilidade de espécies tolerantes a tais condições ambientais, e as reais necessidades para apoiar as ações de conservação e restauração de áreas degradadas (BONATO et al., 2012).

A utilização de peixes como bioindicadores das condições ambientais se justifica por sua importância biológica e socioeconômica e, de fato, diferentes índices baseados em espécies de peixes foram desenvolvidos ao redor do mundo para avaliar o *status* ecológico dos rios condições em que se vivem (ROSET et al., 2007). Além disso, Cetra e Petrere (2006) afirma que os peixes nos fornecem uma visão integrada do ambiente aquático pela disponibilidade de informações, ampla variedade de alimentação, *habitats* e pela representatividade em cadeias tróficas aquáticas.

Nesse contexto, o presente estudo foi conduzido buscando analisar a hipótese de que as características morfológicas dos riachos influenciam na dieta da espécie *A. altiparanae*, através da oferta dos recursos alimentares. Como objetivo, pretende-se determinar a origem dos itens alimentares consumidos pela espécie, nos riachos com diferentes níveis de integridade ambiental na bacia do rio Ivinhema.

2.2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na bacia do Rio Ivinhema, localizada na porção centro-sul do Estado de Mato Grosso do Sul, ao sul da bacia do alto rio Paraná, entre as latitudes de 21° e 23°S e as longitudes de 52°30' e 56°W (MATO GROSSO DO SUL, 1990). A bacia do Alto Rio Paraná é uma das regiões mais afetadas pela ação antrópica no Brasil, resultado de séculos de ocupação humana e elevado número de habitantes, o que conduz à elevada pressão

sobre os recursos naturais. Entre as ações antrópicas diretas sobre os ambientes aquáticos, a construção de represas para a produção de energia elétrica é uma das mais comuns e altamente impactantes (AGOSTINHO et al., 2000).

As amostragens foram realizadas entre julho de 2001 e novembro de 2011, em 101 riachos da bacia do rio Ivinhema (Figura 1), escolhidos por apresentarem diferentes fitofisionomias.

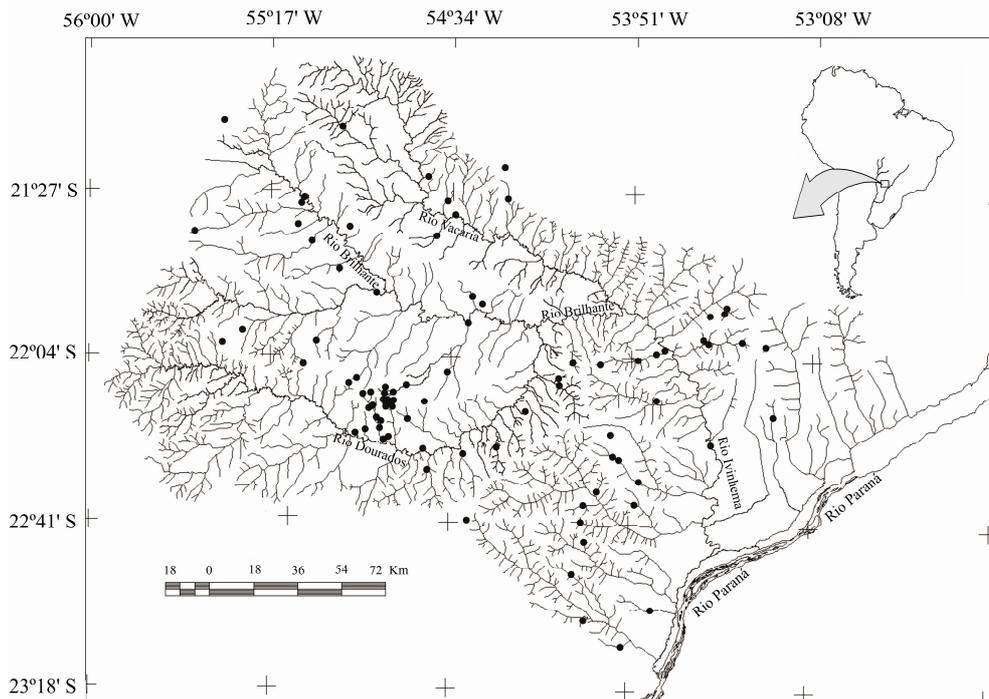


Figura 1. Localização dos pontos amostrados na bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, entre 2001 e 2011.

2.2.2. Coleta de dados

Os peixes foram coletados, decorrentes de vários projetos com periodicidades diferentes, no período diurno utilizando uma peneira retangular de armação metálica medindo 0,8 x 1,2 m, com abertura de aproximadamente 2 mm. Foram utilizadas também redes de arrasto (1,5x5 m), redes de espera com malha variando entre 1,5 e 5,0 cm e pesca elétrica.

Nas coletas foram registradas as seguintes variáveis ambientais: condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e índice de vegetação ciliar (escala qualitativa: 1 – sem mata; 2 – mata degradada; 3 – mata preservada, baseado em RUTHERFORD et al., 2001). Em campo, os peixes foram fixados em formol a 10% e posteriormente foram identificados e transferidos para álcool 70%. No laboratório, alguns

dados biométricos foram obtidos para cada indivíduo: comprimento total (mm), comprimento padrão (mm), peso total (g) e o peso dos estômagos (g).

Por meio de uma incisão ventral todos os exemplares foram abertos e as vísceras removidas. Para inferência da dieta, o conteúdo estomacal de cada indivíduo foi retirado, pesado e posteriormente analisado sob lupa.

2.2.3. Análise dos dados

Para analisar quais variáveis ambientais tiveram maior influência na diferenciação das categorias de conservação dos riachos, para fins de classificação de nível de integridade ambiental, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA), aplicada de acordo com os métodos descritos por Manly (1994), e posterior comparação das variáveis entre as categorias obtidas pelo teste de Kruskal-Wallis.

Após a identificação dos itens alimentares segundo a literatura especializada (PETERSON, 1960; NEEDHAM; NEEDHAM, 1982; BARNES, 1990), os dados foram avaliados de acordo com o método proposto por Lima-Junior e Goitein (2001). Esse método permite o cálculo do Índice de Importância (AI) de cada categoria (ou item) alimentar, utilizando os dados de frequência de ocorrência, que é a porcentagem de estômagos com determinado item em uma amostra, e os dados do índice de análise volumétrica, que indica a abundância relativa de cada item alimentar. O cálculo do AI foi feito para cada trimestre do ano, com o intuito de isolar a sazonalidade e evitar que ela interferisse na análise comparativa dos locais.

A fim de testar se a dieta varia sazonalmente ou espacialmente quanto à hierarquia dos itens alimentares consumidos, a comparação dos resultados obtidos nos diferentes trimestres do ano foi feita pela aplicação do método proposto por Fritz (1974). Segundo o qual os itens alimentares são ranqueados (com base na sua importância relativa) em cada uma das amostras e confrontados pelo coeficiente de comparação de postos de Spearman (utilizando-se nível de significância de 0,05).

Foi aplicada uma Análise de Correspondência Destendenciada – DCA (MCCUNE; MEFFORD, 1999) para verificar a ordenação dos itens alimentares mais consumidos pela espécie nos diferentes trimestres com relação aos níveis de integridade ambiental, separando-se os trimestres para evitar que possíveis alterações sazonais distorcessem a comparação espacial. Todos os testes acima indicados foram realizados com o uso dos pacotes estatísticos BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007) e PAST (HAMMER et al., 2001).

2.3. RESULTADOS

Os resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados ambientais permitiram identificar a condutividade elétrica da água e o índice de vegetação, como variáveis que melhor diferenciaram os riachos em classes de qualidade. O primeiro eixo da análise PCA explicou 39,86% da variância, com autovalor de 1,59. O segundo eixo explicou 26,26% da variância, com autovalor 1,05. A condutividade teve correlação negativa com o primeiro Componente Principal, enquanto que a variável índice de vegetação teve correlação positiva com esse mesmo eixo (Tabela 1).

A alta correlação entre a variável condutividade da água e índice de vegetação ($r = -0,4782$ e $p < 0,0001$) indica que qualquer uma delas pode ser tomada de forma isolada a fim de representar o primeiro Componente Principal da análise realizada. Dessa forma, pelo fato de a condutividade ser uma variável quantitativa e revelar mais informações sobre a qualidade da água, optamos por utilizá-la como referência para separar os locais. Dessa forma, os riachos que apresentaram os menores valores de condutividade elétrica foram considerados menos impactados, enquanto que maiores valores de condutividade elétrica foram indicativos de riachos impactados.

Tabela 1. Correlação das variáveis ambientais em relação aos dois primeiros componentes principais produzidos na PCA.

| Variáveis Ambientais | PC1 | PC2 |
|----------------------------|------------------|----------------|
| Turbidez | -0.005803 | 1.7002 |
| Oxigênio Dissolvido | 0.644186 | -1.2472 |
| Condutividade da água | -1.794600 | -0.2419 |
| Índice de Vegetação | 1.807878 | 0.2097 |
| (%) da variância explicada | 39.86 | 26.26 |

Dessa forma, os riachos foram agrupados em três níveis de qualidade: menos impactados (condutividade menor que $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), alterados (condutividade entre 50 a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e mais impactados (condutividade maior que $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Posteriormente, a comparação desses três níveis entre si quanto às outras variáveis ambientais permitiu a melhor caracterização destas, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Medianas das variáveis turbidez, oxigênio dissolvido e índice de vegetação nos três níveis de integridade ambiental. Letras iguais após os valores das medianas indicam ausência de diferença significativa entre os níveis de integridade ambiental (teste de Kruskal-Wallis).

| Integridade ambiental | Turbidez | Oxigênio Dissolvido | Índice de Vegetação |
|---|--------------------|---------------------|---------------------|
| Locais menos impactados (condutividade <math><50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}</math>) | 6.48 ^a | 7.09 ^a | 2 ^a |
| Locais alterados (condutividade entre 50 a 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 12.60 ^b | 6.97 ^a | 2 ^a |
| Locais mais impactados (condutividade >100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 19.29 ^b | 6.24 ^a | 1 ^b |

A análise de 664 estômagos de *Astyanax altiparanae* mostrou que a espécie consumiu os mais diversos recursos alimentares, que foram agrupados em oito grandes categorias alimentares: algas (Clorófitas), material vegetal alóctone (fragmentos de raiz, caule, folha e semente, principalmente da família Poaceae), material vegetal autóctone (macrófitas), artrópodes autóctones (fragmentos de larvas e pupas de insetos das ordens Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera e Coleoptera), artrópodes alóctones (fragmentos de insetos terrestres – Coleoptera, Hymenoptera, Hemiptera, Diptera e Araneae), material não identificado, sedimento (areia e pequenas pedras) e restos de peixes (escamas de peixes, restos da musculatura de peixes e alevinos).

As amostragens foram divididas em trimestres acompanhando as estações do ano. Nos locais menos impactados os itens alimentares mais importantes foram material vegetal alóctone (VAL) (34,93%) e artrópodes alóctones (AAL) (22,41%), com alta dominância nos primeiros trimestres, referente a um período mais chuvoso (Figura 2A). Nos locais alterados, os recursos alimentares mais consumidos foram artrópodes alóctones (AAL) (38,13%), com alto índice no quarto trimestre, durante uma época de chuva e material vegetal alóctone (VAL) (33,70%) no terceiro trimestre, durante um período mais seco (Figura 2B). Nos locais mais impactados os itens mais importantes foram material vegetal alóctone (VAL) (27%) no segundo trimestre, seguido de artrópodes autóctones (AAU) (10%) no terceiro trimestre, correspondentes ao período mais seco, houve uma redução no consumo de material vegetal alóctone (VAL) e artrópodes alóctones (AAL), com maior consumo do item artrópodes autóctones (AAU) (Figura 2C).

Observou-se que os recursos alóctones de origem vegetal compuseram a maior parte da dieta da espécie, principalmente por semente da família Poaceae. Dos itens artrópodes alóctones, a espécie consumiu uma alta abundância de insetos terrestres, representado principalmente por coleópteros e formicídeos, nos locais alterados. Dos itens artrópodes autóctones, as larvas de Diptera, principalmente das famílias de Chironomidae e Simuliidae, foram as mais abundantes nos locais mais impactados. O item sedimento apareceu nos locais

menos impactados, alterados e impactados com índice de importância de cerca de 3% (Figuras 2).

O teste de correlação de Spearman indicou variação significativa entre os três tipos de locais estudados ($p > 0,05$; ausência de correlação): no segundo trimestre, nos locais alterados e mais impactados ($p = 0,083$); no quarto trimestre, na comparação dos locais menos impactados e entre os locais alterados ($p = 0,2729$); no quarto trimestre, nos locais menos impactados e alterados ($p = 0,2329$). Houve variação temporal significativa entre todos os trimestres para cada uma das diferentes locais estudados ($p > 0,05$).

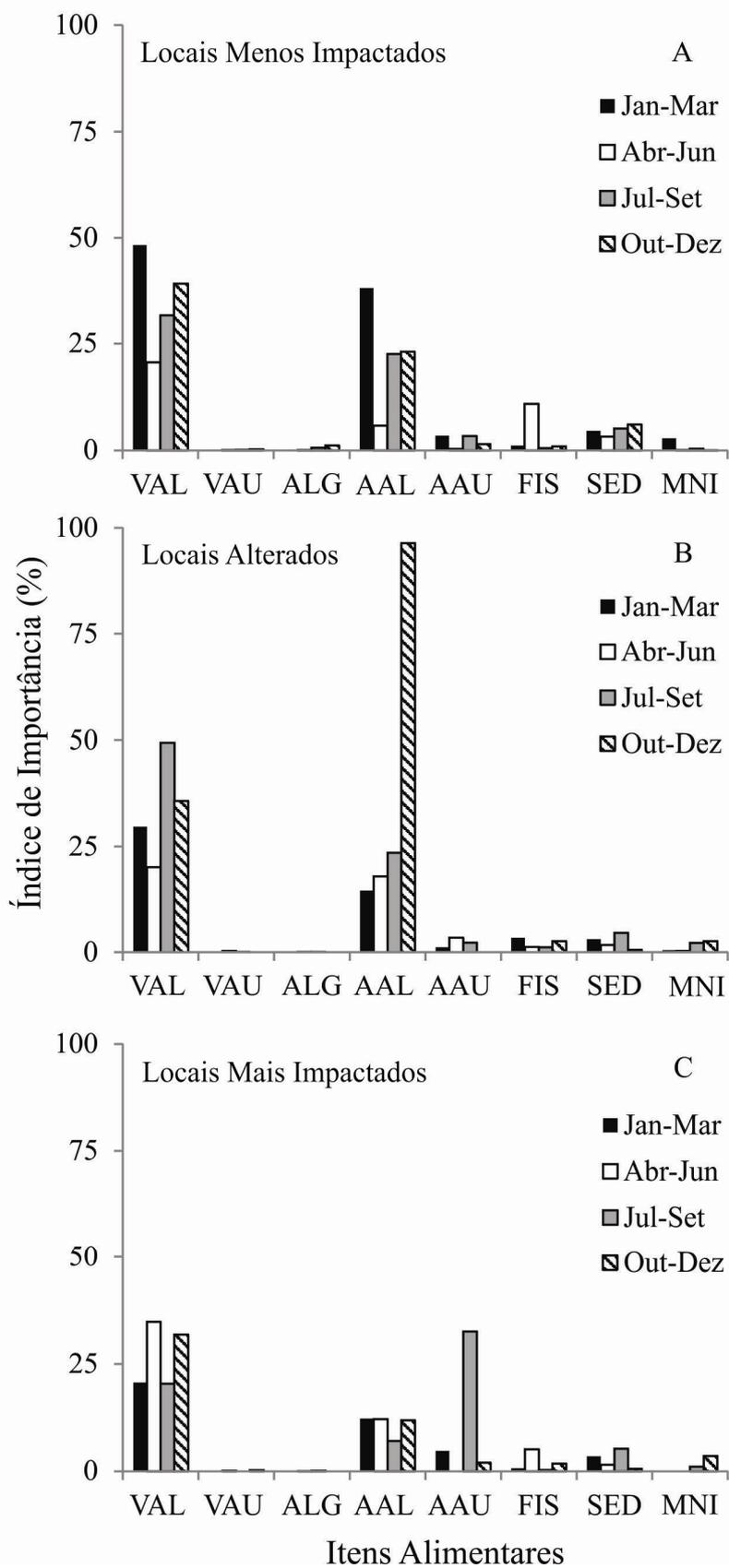


Figura 2. Índice de Importância dos itens alimentares encontrados na dieta de *A. altiparanae* nos três níveis de integridade ambiental na bacia do Rio Ivinhema. VAL= material vegetal alóctone; VAU= material vegetal autóctone; ALG = alga; AAL = artrópodes alóctones; AAU = artrópodes autóctones; FIS = restos de peixes; SED = sedimento; MNI = material não identificado.

O primeiro eixo da análise de ordenação espacial (DCA) com base na dieta de *A. altiparanae* explicou 28,58% e o segundo eixo 15,75% da variância dos dados (Figura 3). Nesta análise foi observado que nos riachos menos impactados o item mais consumido pela espécie foi material vegetal alóctone. Nos riachos alterados, no quarto trimestre, relacionado a um período chuvoso, o item mais consumido foi artrópodes alóctones. Por outro lado, nos riachos mais impactados, no terceiro trimestre, relacionado a um período seco, os itens mais consumidos pela espécie foram artrópodes autóctones e sedimentos.

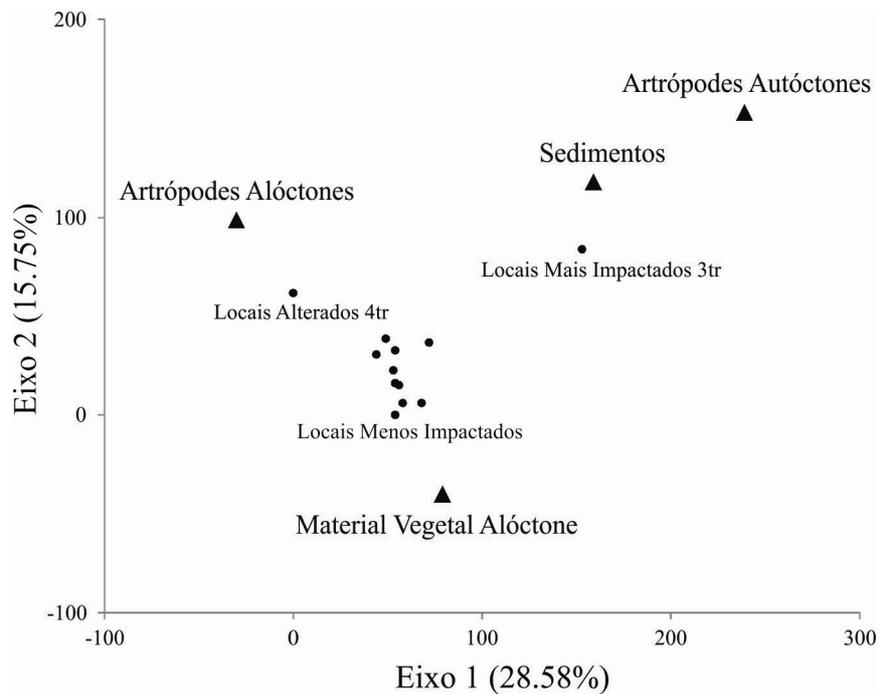


Figura 3. Ordenação (DCA) dos itens alimentares mais consumidos pela espécie *A. altiparanae* nos riachos com diferentes níveis de integridade ambiental, referente aos riachos alterados no 4tr (4º trimestre (Out-Dez) e referente aos riachos mais impactados no 3tr (3º trimestre (Jul-Set)).

2.4. DISCUSSÃO

Com base nos resultados desse trabalho, observou-se que a condutividade elétrica da água foi a variável mais indicada para separação dos riachos em classes de qualidade. De acordo com Lima-Junior et al. (2006), que realizaram trabalho no rio Corumbataí (SP), o local menos impactado do rio apresenta valores de condutividade $<50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, enquanto que o local mais impactados apresentou condutividade $>100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Além disso, de acordo com CETESB (2009) a condutividade elétrica acima de $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ está associada, em geral, a ambientes impactados, fornecendo assim uma boa indicação das modificações na composição

da água, especialmente na sua concentração mineral. Segundo Moraes (2001), a condutividade elétrica é um fator ambiental importante na detecção de fontes poluidoras, permitindo verificar a influência direta e indireta dos usos do solo e as atividades desenvolvidas nas microbacias hidrográficas como lançamentos de efluentes domésticos, industriais e dejetos animais, nas quais o resultado da contaminação pode ser detectado pelo aumento da condutividade elétrica no curso d'água. Portanto, a utilização da condutividade elétrica para classificar os níveis de integridade ambiental neste trabalho é eficiente e retrata as condições ambientais.

Neste estudo, *A. altiparanae* demonstrou flexibilidade na dieta ao consumir diversos recursos alimentares, apresentando um hábito alimentar onívoro e com comportamento oportunista. Brandão-Gonçalves et al. (2009) comenta que a flexibilidade de hábito alimentar é uma característica adaptativa do comportamento animal, uma vez que ambientes naturais variam entre os níveis de integridade ambiental e temporalmente. De acordo com Gomiero e Braga (2005), Uieda e Motta (2007) e Winemiller et al. (2008) espécies onívoras e/ou oportunistas têm vantagens, e podem elevar sua probabilidade de sobrevivência, principalmente frente às mudanças ambientais.

O consumo de itens de origem vegetal, tais como sementes e frutos reforçam a importância da conservação de matas ciliares, as quais influenciam na manutenção de comunidades de peixes, pois auxiliam na alimentação, enquanto que os peixes servem como dispersores biológicos (REYS et al., 2008).

O elevado consumo dos itens alóctones nos riachos menos impactados deve estar associado à mata ciliar, que se apresenta conservada e moderadamente conservada nestes ambientes. Muitos recursos como materiais vegetais alóctones (folhas, frutos e sementes) e artrópodes alóctones, que vivem nas matas ciliares, são levados para o ambiente aquático por meio das chuvas, pelo vento ou simplesmente caem das árvores na água, evidenciando a importância da mata ciliar nestes corpos de água. Dados da literatura demonstram que as espécies nadadoras de meia-água se alimentam de itens arrastados pela corrente (CASTRO; CASATTI, 1997; CASATTI, 2002; UIEDA; PINTO, 2011). A disponibilidade de alimento de origem aloctóne nos riachos é influenciada pelos períodos hidrológicos, pois durante o período de chuva há transportes de artrópodes aloctónes para o ambiente aquático através da precipitação (REZENDE; MAZZONI, 2005; BORBA et al., 2008; TÓFOLI et al., 2010).

Nos riachos alterados, ocorreu alta dominância de artrópodes alóctones (representados principalmente por coleópteros e formicídeos). Principalmente, no trimestre que corresponde à primavera, o que indica maior abundância desses recursos, uma vez que nessas estações

do ano, as árvores frutificam e os insetos terrestres fazem revoadas para reprodução (CASSEMIRO et al., 2002). Observou-se maior participação desses itens no período chuvoso, pois são carregados para o ambiente aquático por meio das chuvas, conforme discutido anteriormente.

Também junto com os itens alóctones os sedimentos da margem dos riachos são carregados para dentro dos sistemas aquáticos. Principalmente se houver pouca vegetação ripária nas margens, que sirva como ponto de amortecimento pode resultar em uma maior transferência de sedimento para o ambiente aquático, afetando a dinâmica e o funcionamento de todo o ecossistema (FERREIRA; CASATTI, 2006; SILVA et al., 2007; KASANGAKI et al., 2008; MORMUEL et al., 2009; FERREIRA et al., 2012). Desta forma, a ingestão de sedimentos na dieta da espécie pode ser acidental, durante o forrageamento do substrato em busca de itens alimentares.

A composição da dieta da espécie estudada nos locais mais impactados, mostrou que a espécie consumiu uma grande proporção de artrópodes autóctones, principalmente dípteros das famílias Chironomidae e Simuliidae. A ingestão de grandes quantidades de organismos dessas famílias pode ser explicada pelas alterações ambientais nesses locais, que se caracterizam por um maior grau de degradação ambiental em comparação com os outros locais estudados, com menor cobertura vegetal em torno dos riachos. Larvas de Diptera (principalmente Chironomidae) são comuns em ambientes impactados, porque esses organismos são tolerantes e podem facilmente se adaptar a condições extremas, incluindo a presença de grandes quantidades de nutrientes como o fósforo que vêm de fontes domésticas e de poluição industriais (KLEINE; TRIVINHO-STRIXINO, 2005; MILESI et al., 2009; MORMUL et al., 2009; BONATO et al., 2012). Assim, grupos resistentes a essas condições atingem altas densidades (MORMUL et al., 2009) e são, então, presas de um grande número de peixes tolerantes a ambientes degradados. Estas informações explicam a grande ocorrência e abundância destas larvas na alimentação do lambari. O que sugere que pelas suas características, elas são comuns em ambientes degradados, sendo um indicador da condição ambiental.

A menor contribuição de itens alóctones nos locais mais impactados em relação aos outros locais estudados pode ser explicada pela menor cobertura vegetal nestes locais. A retirada da mata ciliar pode provocar sérios impactos sobre a integridade de comunidades de peixes de riachos tropicais que dependem dos recursos alóctones (ANGERMEIER; KARR, 1983; BORBA et al., 2008). Barreto e Aranha (2006) também sugerem que a retirada da mata ciliar, com conseqüente diminuição de recursos alóctones, aumentaria a competição inter e

intra-específica por recursos autóctones, comprometendo a manutenção das comunidades. O que acentua ainda mais a importância da conservação da vegetação ripária para as comunidades aquáticas (CASATTI, 2010).

Os recursos alóctones e autóctones foram importantes para a espécie *A. altiparanae*. Resultados semelhantes aos encontrados por nós neste trabalho foram encontrados por Casatti (2003), que obteve na dieta da mesma espécie tanto os itens alóctones (Diptera, Hymenoptera e sementes de Poaceae), como os itens autóctones (representados principalmente por larvas de Chironomidae).

2.5. CONCLUSÃO

A espécie *A. altiparanae* apresentou alta plasticidade em sua dieta, pois os recursos mais explorados possivelmente foram os que estavam disponíveis no momento, não apresentando nenhuma especificidade alimentar. Isso evidencia o comportamento oportunista, aproveitando-se de novas condições do ambiente e oferta de itens alimentares para o consumo. Essas características permitem, portanto, a permanência desta espécie em riachos moderadamente eutrofizados, pois é tolerante a tais condições ambientais.

2.6. REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; MINTE-VER, C. V.; WINEMILLER, K. O. **Biodiversity in the high Paraná river floodplain. In Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation** (B. Gopal, W.J. Junk, & J.A. Davis, eds.). Backhuys Publishers, Leiden, p. 89-118. 2000.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, n. 2, p. 117-135, 1983.
- AYRES, M.; Jr, A. M.; LIMA AYRES, D.; SANTOS, A. S. **BioEstat: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Version 5.0, Sociedade Civil Mamirauá, Belém, 2007. p. 339.
- BARNES, R. D. **Zoologia dos invertebrados**. Roca, São Paulo, 1990. p. 1179.
- BARRELA, W.; PETRERE Jr. M.; SMITH, W.S.; MONTAG, L. F. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In *Matas ciliares: conservação e recuperação* (R. R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho, ed.). EDUSP, FAPESP, São Paulo, p.187-207. 2001.
- BARRETO, A. P.; ARANHA, J. M. R. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 779-788, 2006.

- BONATO, K. O.; DELARIVA, R. L.; SILVA, J. C. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 29, n. 1, p. 27-38, 2012.
- BORBA, C. S.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A.; NOVAKOWSKI, G. C. Dieta de *Astyanax asuncionensis* (Characiformes, Characidae), em riachos da bacia do rio Cuiabá, Estado do Mato Grosso. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 1, p. 39-45, 2008.
- BRANDÃO-GONÇALVES, L.; LIMA-JUNIOR, S. E.; SÚAREZ, Y. R. Feeding habits of *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), in different streams of Guirai River Sub-Basin, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 135-143, 2009.
- CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2, n. 2, p. 1-14, 2002.
- CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. Macrófitas aquáticas como sítio de alimentação para pequenos peixes no reservatório de Rosana, rio Paranapanema, Sudeste do Brasil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 213-222, 2003.
- CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 1-9, 2005.
- CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 31-34, 2010.
- CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 7, n. 4, p. 337-352, 1997.
- CASSEMIRO, F. A. S.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 24, n. 2, p. 419-425, 2002.
- CETESB. **Variáveis de qualidade das águas**. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. São Paulo, 2009.
- CETRA, M.; PETRERE, M. Fish assemblage structure of the Corumbataí River Basin, São Paulo State, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2, p. 431-439, 2006.
- FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, p. 1-25, 2006.
- FERREIRA, A.; GERHARD, P.; CYRINO, J. E. P. Diet of *Astyanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco River basin, southeastern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 102, n. 1, p. 80-87, 2012.

FRITZ, E. S. **Total diet comparison in fishes by Spearman rank correlation coefficients.** *Copeia*. Lawrence, p. 210-214, 1974.

GARUTTI, V.; BRITSKI, H. A. Descrição de uma espécie nova de *Astyanax* (Teleostei: Characidae) da bacia do alto rio Paraná e considerações sobre as demais espécies do gênero na bacia. *Comunicações do Museu de Ciência e Tecnologia. Série Zoologia*, v. 13, p. 65-88, 2000.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Uso do grau de preferência alimentar para a caracterização da alimentação de peixes na APA de São Pedro e Analândia. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 27, n. 3, p. 265-270, 2005.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics. version Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

JOHNSON, J. A.; ARUNACHALAM, M. Feeding habit and food partitioning in a stream fish community of Western Ghats, India. *Environmental Biology of Fishes*, v. 93, n. 1, p. 51-60, 2012.

KASANGAKI, A.; CHAPMAN, L. J.; BALIRWA, J. Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. *Freshwater Biology*, v. 53, n. 4, p. 681-697, 2008.

KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 17, n. 1, p. 81-90, 2005.

LIMA-JUNIOR, S. E.; GOITEIN, R. A new method for the analysis of fish stomach contents. *Acta Scientiarum*, v. 23, n. 2, p. 421-424, 2001.

LIMA-JUNIOR, S. E.; CARDONE, I. B.; GOITEIN, R. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 15, n. 3, p. 284-290, 2006.

LORION, C. M.; KENNEDY, B. P. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Journal of Applied Ecology*, v. 19, n. 2, p. 468-479, 2009.

LOUREIRO-CRIPPA, V. E.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Food resource used by small-sized fish in macrophyte patches in ponds of the upper Paraná river floodplain. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. v. 31, n. 2, p. 119-125, 2009.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais.** São Paulo, Edusp. 1999. 535 p.

MANLY, B. F. J. **Multivariate statistical methods: a primer.** 2nd ed. London: Chapman & Hall, 1994. p. 215.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral - SEPLAN. **Atlas multireferencial: Mato Grosso do Sul**. Campo Grande, 1990. p. 27.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 4.10. MjM Software, Glenden Beach, OR. 1999.

MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Distribution of benthic macroinvertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 4, p. 419-429, 2009.

MORAES, A. J. **Manual para a avaliação da qualidade da água**. São Carlos: RiMa, 2001.

MORMUL, R. P.; RESSINATTE-JUNIOR, S. P.; VIEIRA, L. A.; MONKOLSKI, A.; POVH, E. B. Caracterização das condições ambientais de um rio neotropical a partir da densidade, composição e riqueza de taxa de invertebrados bênticos. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, n. 4, p. 379-386, 2009.

NEEDHAM, J. G.; NEEDHAM, P. R. Guia para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Reverté, Barcelona, 1982. p. 131.

OLIVEIRA, D. C.; BENNEMAN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, p. 96-107, 2005.

PETERSON, A. **Larvae of insects: an introduction to Nearctic Species** (Part II). Ohio State University, Ohio, 1960. p. 416.

REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Seasonal variation in the input of allochthonous matter in an Atlantic Rain Forest stream, Ilha Grande-RJ. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 2, p. 167-175, 2005.

REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Contribuição da matéria autóctone e alóctone para a dieta de *Bryconamericus microcephalus* (Miranda-Ribeiro) (Actinopterygii, Characidae), em dois trechos de um riacho de Mata Atlântica. **Revista Brasileira Zoologia**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 58-63, 2006.

REYS, P.; GALETTI, M.; SABINO, J. Frugivory by the fish *Brycon hilarii* (Characidae) in western Brazil. **Acta Oecologica**, v. 35, v. 1, p. 136-141. 2008.

ROSET, N.; GRENOUILLET, G.; GOFFAUX, D.; PONT, D.; KESTEMONT, P. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. **Fisheries Management and Ecology**, v. 14, n. 6, p. 393-405, 2007.

RUTHERFORD, D. A.; GELWICKS, K. R.; KELSO, W. E. Physicochemical effects of the flood pulse on fishes in the Atchafalaya River Basin, Louisiana. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 130, n. 2, p. 276-288, 2001.

SANDIN, L.; SOLIMINI, A. G. Freshwater ecosystem structure–function relationships: from theory to application. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 8, p. 2017-2024, 2009.

SILVA, A. M.; CASATTI, L.; ALVARES, C. A.; LEITE, A. M.; MARTINELLI, L. A.; DURRANT, S. F. Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale river basin. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 336-343, 2007.

SILVA, J. C.; DELARIVA, R. L.; BONATO, K. O. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 2, p. 389-399, 2012.

TÓFOLI, R. M.; HAHN, N. S.; ALVES, G. H. Z.; NOVAKOWSKI, G. C. Uso do alimento por duas espécies simpátricas de *Moenkhausia* (Characiformes, characidae) em um riacho da Região Centro-Oeste do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 100, n. 3, p. 201-206, 2010.

UIEDA, V. S.; MOTTA, R. L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 15-30, 2007.

UIEDA, V. S.; PINTO, T. L. F. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations on trophic plasticity. **Community Ecology**, v. 12, n. 1, p. 31-39, 2011.

WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, P. E. Fish Ecology in Tropical Streams, p. 336-346. In: Dudgeon, D. (Ed.). **Tropical Stream Ecology**. California, Academic Press, 2008. p. 370.

CAPÍTULO 3 - INFLUÊNCIA DA INTEGRIDADE AMBIENTAL NA BIOLOGIA REPRODUTIVA DE *Astyanax altiparanae* (GARUTTI; BRITSKI, 2000) EM RIACHOS DA BACIA DO RIO IVINHEMA, ALTO RIO PARANÁ, BRASIL.

Lucilene Finoto Viana^{1*}, Karina Keyla Tondato², Yzel Rondon Suárez³ e Sidnei Eduardo Lima-Junior³

¹Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Rodovia Dourados-Itahum, km 12, 79804-970, Dourados, MS. ²Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. ³Laboratório de Ecologia do Centro Integrado de Análise e Monitoramento Ambiental – CINAM, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Rodovia Dourados-Itahum, km 12, 79804-970, Dourados, MS.

RESUMO. Neste estudo analisamos a biologia reprodutiva de *A. altiparanae* em riachos com diferentes intensidades de integridade ambiental, na bacia do rio Ivinhema, (Mato Grosso do Sul, Brasil). As amostragens foram realizadas entre julho/2001 e novembro/2011, em 101 riachos, utilizando peneiras, rede de arrasto e pesca elétrica. Os riachos foram categorizados em três níveis de condutividade, que foi considerado o melhor descritor da qualidade ambiental desses locais. Foram analisados 735 exemplares, sendo 410 fêmeas e 325 machos. Houve maior predominância de fêmeas ($p = 0,0153$) nos riachos mais impactados e ambos os sexos apresentaram aproximadamente o mesmo padrão de distribuição por comprimento nos três níveis de integridade dos habitats. Constatamos que as fêmeas atingiram maturidade sexual com maiores comprimentos ($L_{50} = 55,67\text{mm}$) nos riachos alterados e mais impactados e apresentaram maior atividade reprodutiva entre outubro e dezembro. A espécie apresentou melhor Fator de Condição e maior intensidade reprodutiva nos riachos mais impactados. Os resultados evidenciaram que em locais mais impactados a espécie demonstra boa capacidade em alocar parte significativa de sua energia à reprodução, provavelmente em decorrência da maior oferta de alimento.

PALAVRAS-CHAVE: Condições ambientais, peixes, bioindicadores, ecologia reprodutiva.

ABSTRACT. In this study, it was examined the reproductive biology of *A. altiparanae*, in streams with different levels of environmental disturbance in the Ivinhema River basin (Mato Grosso do Sul State, Brazil). Samplings were conducted between July 2001 and November 2011 at 101 streams using sieves, seining nets and electrofishing. Streams were classified into three levels of conductivity, that was considered the best descriptor of environmental quality of these environments. We analyzed 735 specimens, 410 females and 325 males. A predominance of females ($p = 0.0153$) in the most impacted streams and both sexes presented nearly the same pattern of distribution by length in three levels of habitat integrity. Females reached sexual maturity with greater lengths ($L_{50} = 55.67\text{mm}$) in the altered and in the most impacted streams and had higher reproductive activity between October and December. The

species showed the best Condition Factor and higher reproductive intensity in the most impacted streams. Our results evidenced that in the most impacted sites the species demonstrated a good ability to allocate a significant portion of its energy to reproduction, probably due to the greater supply of food.

KEY-WORDS: Environmental conditions, fish, biological indicators, reproductive ecology.

3.1. INTRODUÇÃO

Atualmente uma das principais preocupações com os ecossistemas aquáticos é a manutenção da sua integridade ambiental, que tem como foco sustentar a capacidade de uma comunidade conservar sua riqueza, composição e organização de espécies funcionalmente comparáveis à de ecossistemas não perturbados, por qualquer alteração não natural e/ou por atividades humanas (JARAMILLO-VILLA; CARAMASCHI, 2008). No entanto, a integridade e qualidade dos ecossistemas aquáticos têm sido sujeita a fortes perturbações resultantes de atividades antrópicas, principalmente pela urbanização e agricultura intensiva (ALEXANDRE et al., 2010; CUNICO et al., 2011). Desta forma, os efeitos da degradação nos ambientes aquáticos, envolvendo inúmeras bacias hidrográficas, vêm afetando de forma significativa a fauna aquática, especialmente os peixes que são uns dos componentes mais importantes dos ecossistemas lóticos, com grande importância nos fluxos de energia e funcionamento dos riachos (TEJERINA-GARRO et al., 2005; FLORES-LOPES et al., 2010).

As alterações no meio aquático, através das modificações nos fatores abióticos e bióticos, podem influenciar a dinâmica das populações de peixes e todos seus traços de história de vida (WOTTON, 1998; LOWE-MCCONNELL, 1999), como o potencial reprodutivo, reduzindo ou inibindo a propagação das espécies (FIALHO et al., 2008). Logo, o conhecimento da biologia reprodutiva de peixes em ecossistemas alterados pode trazer importantes informações sobre a sua adaptabilidade, através de sua plasticidade fenotípica, que responde às características do meio, o que lhes permite aumentar as chances de sucesso frente a variações ambientais (MÉRONA et al., 2009). Além de fornecer relevante contribuição para orientar medidas de conservação e manejo dos organismos nos diversos tipos de ambientes, uma vez que a reprodução é a etapa mais importante do ciclo de vida dos peixes, pois assegura a manutenção de populações viáveis (VAZZOLER, 1996).

Astyanax altiparanae (GARUTTI; BRITSKI, 2000), espécie popularmente conhecida como lambari-do-rabo-amarelo, pertence à família Characidae e é amplamente distribuída pela bacia do Alto Rio Paraná. Os indivíduos podem alcançar um comprimento máximo de 15 cm, podendo chegar a 60 gramas de peso (PORTO-FORESTI et al., 2001). São ágeis

nadadores e ocupam da meia água à superfície para coletar itens alimentares (CASSATTI et al., 2001). Possui hábito alimentar predominantemente onívoro e pode viver em uma grande variedade de ambientes, com uma alta taxa de reprodução e de sobrevivência dos descendentes (BRITSKI et al., 2007). Dada a sua grande plasticidade ecológica, esta espécie tem sido registrada tanto em riachos com elevado nível de integridade ambiental quanto em riachos que recebem efluentes domésticos e industriais (ONORATO et al., 2000; ABES et al., 2001; ORSI et al., 2002; ORSI et al., 2004).

Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a biologia reprodutiva da espécie *A. altiparanae*, em riachos com diferentes intensidades de integridade ambiental, na bacia do rio Ivinhema, respondendo as seguintes questões: 1) Existe diferença na proporção sexual e no comprimento padrão de *A. altiparanae*? 2) Existe diferença no comprimento de primeira maturação das fêmeas de *A. altiparanae*? 3) Ocorre variação entre os níveis de integridade ambiental no investimento reprodutivo de *A. altiparanae*? 4) Ocorre diferença no período reprodutivo de *A. altiparanae*? 5) Ocorre variação entre os níveis de integridade ambiental e temporal no fator de condição de fêmeas e machos de *A. altiparanae*? 6) Em qual nível de integridade ambiental as fêmeas e os machos têm o melhor fator de condição?

3.2. MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na bacia do Rio Ivinhema, localizada na porção centro-sul do Estado de Mato Grosso do Sul, ao sul da bacia do alto rio Paraná, entre as latitudes 21° e 23°S e as longitudes 52°30' e 56°W (MATO GROSSO DO SUL, 1990). A bacia do Alto Rio Paraná é uma das regiões mais afetadas pela ação antrópica no Brasil, resultado de séculos de ocupação humana e elevado número de habitantes, o que conduz à elevada pressão sobre os recursos naturais. Entre as ações antrópicas diretas sobre os ambientes aquáticos, a construção de represas para a produção de energia elétrica é uma das mais comuns e altamente impactantes (AGOSTINHO et al., 2000).

As amostragens foram realizadas entre julho de 2001 e novembro de 2011, em 101 riachos da bacia do rio Ivinhema (Figura 1), escolhidos por apresentarem diferentes fitofisionomias.

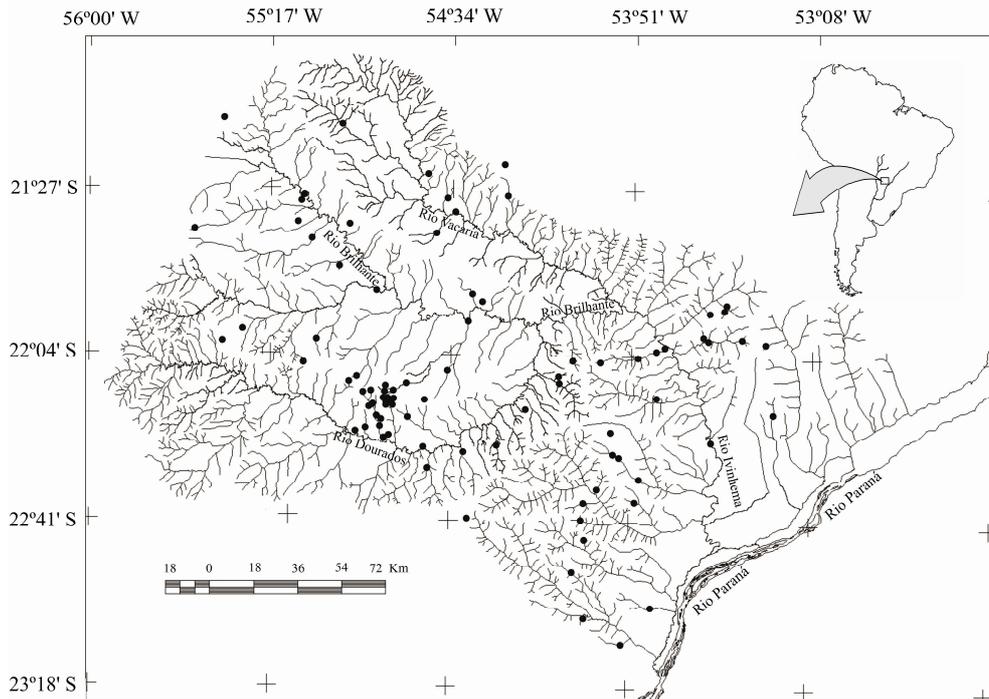


Figura 1. Localização dos pontos amostrados na bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

3.2.2. Coleta de dados

Os peixes foram coletados com periodicidades diferentes no período diurno, utilizando uma peneira retangular de armação metálica medindo 0,8 x 1,2 m, com abertura de aproximadamente 2 mm. Foram utilizadas também redes de arrasto (1,5x5 m), redes de espera com malha variando entre 1,5 e 5,0 cm e pesca elétrica. Nas amostragens foram avaliadas as seguintes variáveis ambientais: condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e índice de vegetação ciliar (escala qualitativa: 1 – sem mata; 2 – mata degradada; 3 – mata preservada, baseado em RUTHERFORD et al., 2001).

Em campo, os peixes foram fixados em formol a 10% e posteriormente foram identificados e transferidos para álcool 70%. No laboratório, alguns dados biométricos foram obtidos para cada indivíduo: comprimento total (mm), comprimento padrão (mm), peso total (g) e sexo. Para as fêmeas foram registrados os estádios de maturação gonadal e peso das gônadas (g). Os percentuais dos estádios de maturação gonadal foram utilizados para determinar a época de reprodução de *A. altiparanae*. Os estádios de maturação gonadal foram determinados macroscopicamente de acordo com a escala adaptada de Vazzoler (1996): A (gônadas imaturas), B (gônadas em maturação), C (gônadas maduras), D (gônadas semi-esgotadas) e E (gônadas esgotadas).

3.2.3. Análise dos dados

Para analisar quais variáveis ambientais tiveram maior influência na diferenciação das categorias de conservação dos riachos, para fins de classificação de nível de integridade ambiental, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA), aplicada de acordo com os métodos descritos por Manly (1994), e posterior comparação das variáveis entre as categorias obtidas pelo teste de Kruskal-Wallis.

Diferenças na proporção sexual da população entre os riachos com diferentes níveis de integridade ambiental foi verificada pelo teste do qui-quadrado (χ^2) com correção de Yates. Portanto, os riachos que apresentaram o mesmo nível de integridade foram agrupados. As distribuições do comprimento padrão de machos e fêmeas foram comparadas através da inspeção visual.

A probabilidade de as fêmeas de *A. altiparanae* serem adultas em um dado comprimento foi obtida por meio de regressão logística, utilizando as gônadas para definir se as fêmeas são reprodutivas ou não. As fêmeas que apresentaram gônadas estágio A foram consideradas não reprodutivas (0) e as que apresentaram estádios B, C, D e E, foram classificadas como animais reprodutivos (1). A frequência de fêmeas maduras foi utilizada como variável resposta e o comprimento padrão foi utilizado como variável explicativa, de acordo com Roa et al. (1999). O comprimento médio estimado na primeira maturidade (L_{50}) representa o ponto em que 50% dos peixes são maduros (BARBIERI, 1994), e o (L_{100}) representa o comprimento em que todos os peixes estão maduros. Foi utilizado a sobreposição dos intervalo de confiança (IC) destes valores, para verificar se ocorria diferença no L_{50} entre os riachos com diferentes níveis de integridade ambiental.

Para verificar o período reprodutivo da espécie *Astyanax altiparanae* nos riachos com diferentes níveis de integridade ambiental foram utilizadas informações da distribuição temporal de frequências dos estádios de maturação gonadal e a variação temporal do índice gonadossomático ($IGS = \text{Peso das gônadas} / \text{Peso total} * 100$). O IGS calculado para todos os trimestres amostrados foram comparados espacialmente e sazonalmente, através da análise de Kruskal-Wallis, complementada do teste *a posteriori* de Dunn. As amostragens foram divididas em trimestres acompanhando as estações do ano.

A fim de analisar a influência da variação temporal e espacial sobre o peso relativo dos indivíduos nos riachos com diferentes níveis de integridade ambiental, foi realizada uma análise do fator de condição alométrico (variável resposta) em função dos meses de amostragem (variável explicativa). Em cada nível de integridade ambiental o fator de

condição foi calculado para cada sexo a partir da equação $FC = \text{Peso total} / \text{Comprimento padrão}^b$ (VAZZOLER, 1996). Devido à ausência de normalidade, a variação temporal e espacial foi analisada através do teste de Kruskal-Wallis.

As análises foram realizadas no programa estatístico SYSTAT 12, BioEstat 5.0 e na plataforma R (R Development Core Team, 2009). Para todos os testes estatísticos citados, o nível de significância adotado foi de $P < 0,05$.

3.3. RESULTADOS

Os resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos dados ambientais permitiram identificar a condutividade elétrica da água e o índice de vegetação, como variáveis que melhor diferenciaram os riachos em classes de qualidade. O primeiro eixo da análise PCA explicou 39,86% da variância, com autovalor de 1,59. O segundo eixo explicou 26,26% da variância, com autovalor 1,05. A condutividade teve correlação negativa com o primeiro Componente Principal, enquanto que a variável índice de vegetação teve correlação positiva com esse mesmo eixo (Tabela 1).

A correlação significativa entre a variável condutividade da água e índice de vegetação ($r = -0,4782$ e $p < 0,0001$) indica que qualquer uma delas pode ser tomada de forma isolada a fim de representar o primeiro Componente Principal da análise realizada. Dessa forma, pelo fato de a condutividade ser uma variável quantitativa e revelar mais informações sobre a qualidade da água, optou-se por utilizá-la como referência para separar os locais. Dessa forma, os riachos que apresentaram os menores valores de condutividade elétrica foram considerados menos impactados, enquanto que maiores valores de condutividade elétrica foram indicativos de riachos impactados.

Tabela 1. Correlações das variáveis ambientais em relação aos dois primeiros componentes principais produzidos na PCA.

| Variáveis Ambientais | PC1 | PC2 |
|----------------------------|------------------|----------------|
| Turbidez | -0.005803 | 1.7002 |
| Oxigênio Dissolvido | 0.644186 | -1.2472 |
| Condutividade da água | -1.794600 | -0.2419 |
| Índice de Vegetação | 1.807878 | 0.2097 |
| (%) da variância explicada | 39.86 | 26.26 |

Dessa forma, os riachos foram agrupados em três níveis de qualidade: menos impactados (condutividade menor que $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), alterados (condutividade entre 50 a 100

$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e mais impactados (condutividade maior que $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Posteriormente, a comparação desses três níveis entre si quanto às outras variáveis ambientais permitiu a melhor caracterização destas, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Medianas das variáveis turbidez, oxigênio dissolvido e índice de vegetação nos três níveis de integridade ambiental. Letras iguais após os valores das medianas indicam ausência de diferença significativa entre os níveis de integridade ambiental (teste de Kruskal-Wallis).

| Integridade ambiental | Turbidez | Oxigênio Dissolvido | Índice de Vegetação |
|---|--------------------|---------------------|---------------------|
| Locais menos impactados (condutividade $<50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 6.48 ^a | 7.09 ^a | 2 ^a |
| Locais alterados (condutividade entre 50 a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 12.60 ^b | 6.97 ^a | 2 ^a |
| Locais mais impactados (condutividade $>100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 19.29 ^b | 6.24 ^a | 1 ^b |

Foram analisados 735 exemplares de *Astyanax altiparanae*, sendo 410 fêmeas e 325 machos. Constatamos uma predominância de fêmeas durante todo o período de amostragem e a proporção entre os sexos diferiu significativamente em duas dos três níveis de integridade ambiental dos riachos analisados. Os riachos menos impactados apresentaram maior proporção de fêmeas (1,26:1 fêmea/macho, $p = 0,0350$). Os riachos classificados como alterados, apresentaram proporção sexual equilibrada ($p = 0,4014$). Nos riachos mais impactados houve predominância de fêmeas (1,49:1 fêmea/macho, $p = 0,0153$). A distribuição de frequência de comprimento padrão entre os sexos demonstra que ambos os sexos apresentaram aproximadamente o mesmo padrão de distribuição por comprimento nos três níveis de integridade dos riachos amostrados (Figura 2).

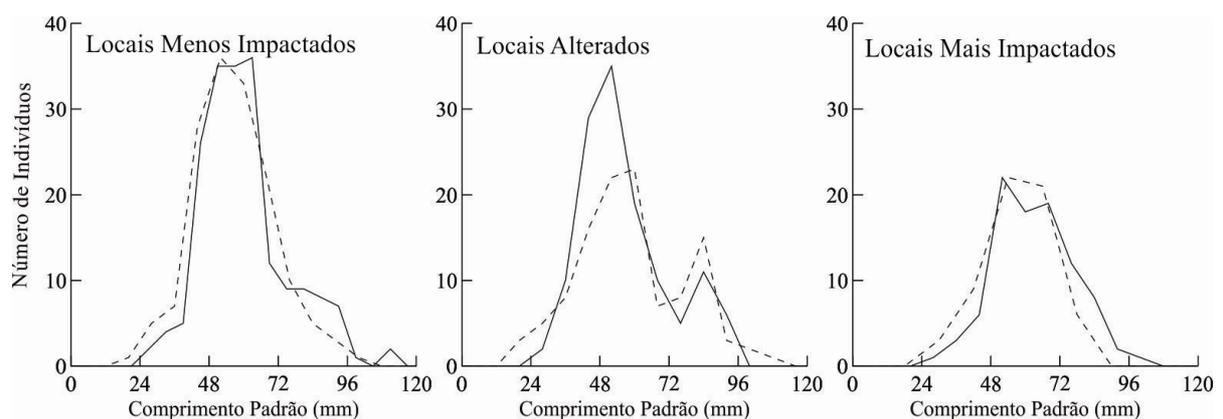


Figura 2. Frequência de indivíduos pelo comprimento padrão (mm) para machos (linha pontilhada) e fêmeas (linha sólida) de *A. altiparanae* nos três níveis de integridade ambiental, na bacia do rio Ivinhema, Alto rio Paraná, entre julho/2001 e novembro/2011.

Constatamos que nos riachos menos impactados as fêmeas atingiram maturidade sexual (L_{50}) com 50,37 mm, com intervalos de confiança $IC_{(\alpha=0,05)} = 47,95$ a 52,34 mm, enquanto que 100% das fêmeas devem atingir a maturidade sexual (L_{100}) com 82,95 mm ($IC_{(\alpha=0,05)} = 75,40$ a 97,30 mm). Nos riachos alterados, o L_{50} foi estimado em 55,67 mm ($IC_{(\alpha=0,05)} = 53,65$ a 58,22 mm), enquanto que todas estão aptas para desovar (L_{100}) com 78,95 mm ($IC_{(\alpha=0,05)} = 71,84$ a 94,78 mm). Já nos riachos mais impactados, 50% das fêmeas estão sexualmente maduras (L_{50}) com 54,47 mm ($IC_{(\alpha=0,05)} = 52,77$ a 56,14 mm), enquanto o tamanho em que todas as fêmeas são adultas (L_{100}) foi 64,02 mm ($IC_{(\alpha=0,05)} = 60,40$ a 76,62 mm) (Figura 3, A e B). Logo, através da sobreposição dos intervalos de confiança, observa-se que o L_{50} nos riachos menos impactados é menor que o observado nos riachos alterados e mais impactados (Figura 3B).

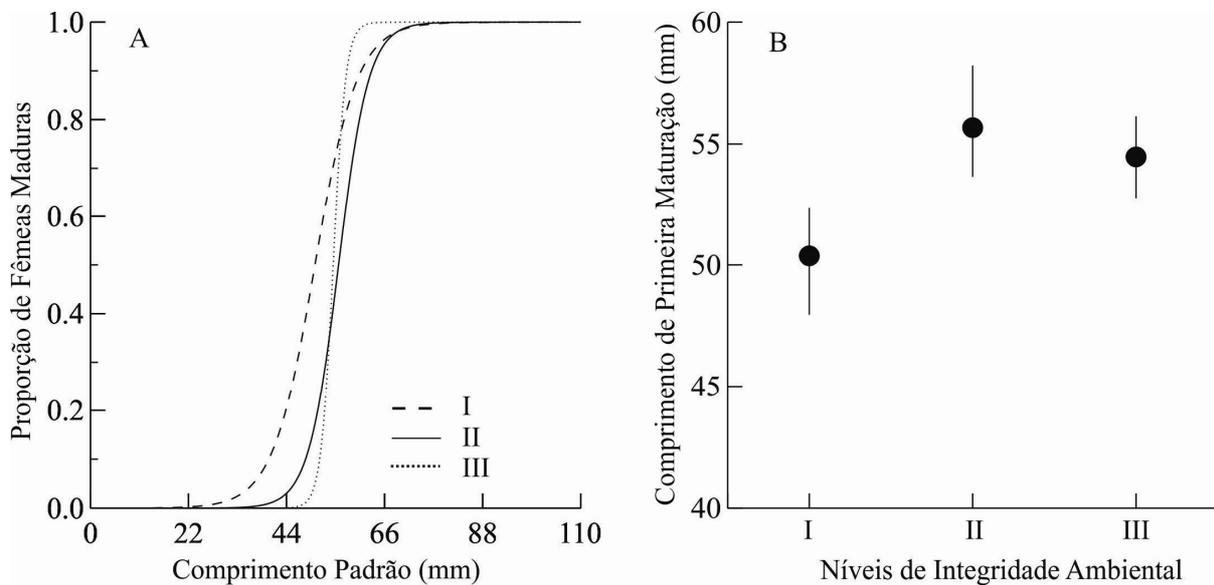


Figura 3. A) Proporção de fêmeas maduras de *A. altiparanae* em relação ao comprimento padrão entre os três níveis de integridade ambiental (I) Locais menos impactados; (II) Locais Alterados; (III) Locais mais impactados, na bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, entre julho/2001 e novembro/2011. B) Comprimento médio da primeira maturação de fêmeas (L_{50}) de *A. altiparanae* em cada nível de integridade ambiental. As barras representam o intervalo de confiança.

Não houve variação significativa do índice Gonadosomático (IGS) entre os níveis de integridade ambiental no primeiro trimestre ($H = 0,19$; $gl = 2$; $p = 0,90$) e no quarto trimestre ($H = 0,093$; $gl = 1$; $p = 0,075$) na comparação dos riachos de diferentes níveis de integridade ambiental. Porém, ocorreu variação significativa entre os níveis de integridade ambiental no segundo trimestre ($H = 7,82$; $gl = 2$; $p < 0,02$) e no terceiro trimestre ($H = 21,42$; $gl = 2$; $p < 0,0001$), observando-se que as fêmeas apresentaram maiores valores de IGS nos riachos alterados e mais impactados (Figura 4).

Constatamos variação sazonal significativa do índice Gonadossomático (IGS) nos riachos menos impactados ($H = 38,24$; $gl = 3$; $p < 0,0001$) e nos riachos mais impactados ($H = 23,19$; $gl = 3$; $p < 0,0001$). Nos riachos alterados, não houve variação temporal significativa ($H = 5,15$; $gl = 2$; $p = 0,0759$). Os menores valores de IGS foram registrados entre abril e junho, nos três níveis de integridade ambiental entre os riachos estudados. Contudo, para os riachos menos impactados e mais impactados, os valores de IGS se elevaram progressivamente de julho a setembro até atingir os seus maiores valores entre outubro e dezembro, sugerindo que o período reprodutivo de *A. Altiparane* ocorra neste período (Figura 4). Ressalta-se que não foram coletadas fêmeas com gônadas maduras (estádio C) nos meses de outubro e dezembro nos riachos alterados.

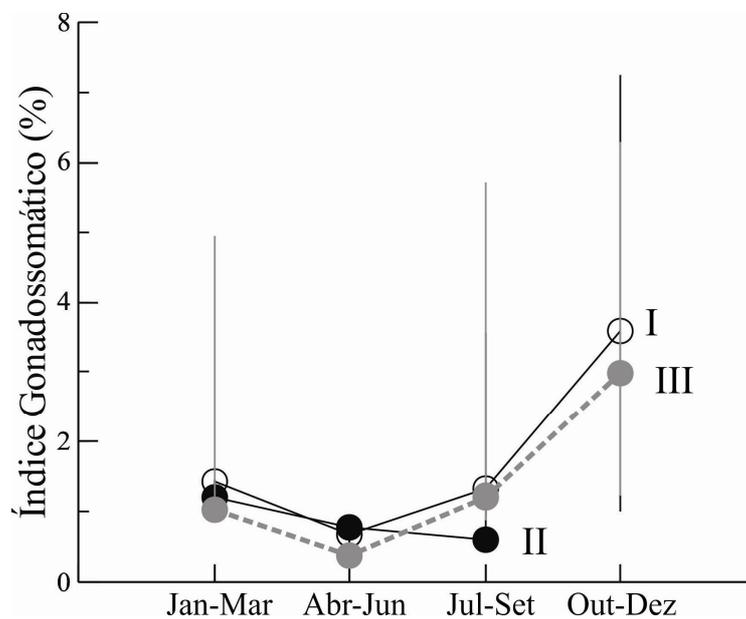


Figura 4. Distribuição trimestral dos valores de Índice Gonadossomático (IGS) de fêmeas de *A. altiparanae* em cada nível de integridade ambiental, (I) Locais menos impactados; (II) Locais alterados; (III) Locais mais impactados, na bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, entre julho/2001 e novembro/2011. Os círculos representam as medianas e as barras representam os respectivos desvios interquartílicos (25-75%).

Foi observado que existe variação significativa do fator de condição entre os níveis de integridade ambiental de machos e fêmeas de *A. altiparanae* entre os locais amostrados ($p < 0,0001$). Para os dois sexos, os indivíduos apresentaram melhor condição nos riachos alterados e mais impactados (Figura 5).

As fêmeas apresentaram variação sazonal significativa do fator de condição nos riachos menos impactados ($H = 24,68$; $gl = 3$; $p < 0,0001$) e nos riachos mais impactados ($H = 21,43$; $gl = 3$; $p < 0,0001$), sendo que nos riachos alterados, não houve variação sazonal significativa ($H = 7,55$; $gl = 3$; $p = 0,05$). Para os machos o fator de condição apresentou

variação sazonal nos riachos menos impactados, ($H = 16,39$; $gl = 3$; $p < 0,0009$). Não houve variação sazonal significativa nos riachos alterados ($H = 7,67$; $gl = 3$; $p = 0,05$) e nos riachos mais impactados ($H = 4,20$; $gl = 3$; $p = 0,24$). O fator de condição para ambos os sexos apresentam os maiores valores entre os meses de julho e setembro e declínio do pico entre os meses de outubro e dezembro, corroborando o resultado do IGS, com maior intensidade na reprodução a partir desses meses (Figura 5).

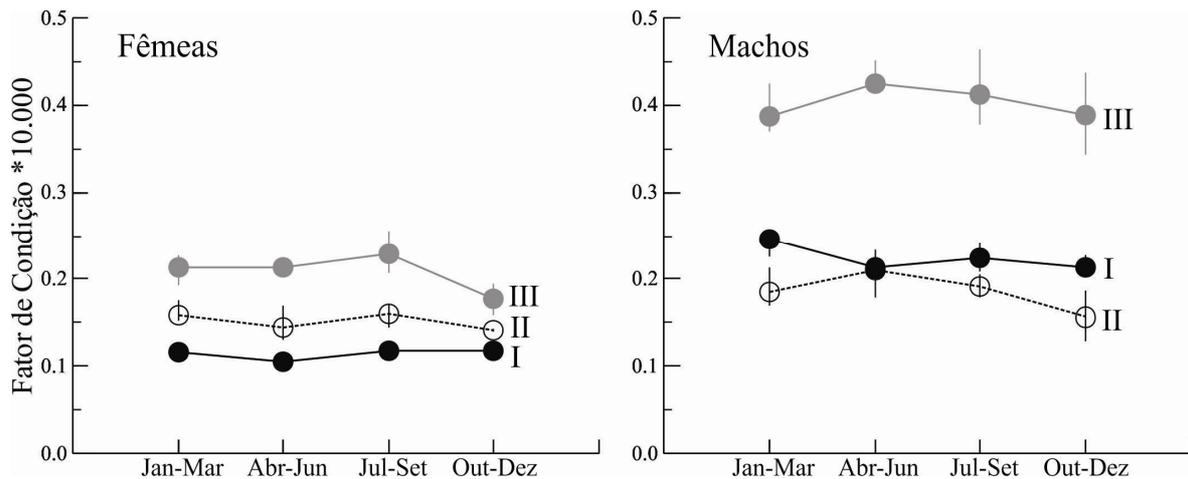


Figura 5. Valores médios e intervalo de confiança para o Fator de Condição de fêmeas e machos de *A. altiparanae* nos três níveis de integridade ambiental, (I) Locais menos impactados; (II) Locais Alterados; (III) Locais mais impactados, na bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, entre julho/2001 e novembro/2011.

3.4. DISCUSSÃO

Os resultados desse trabalho indicam que a condutividade elétrica da água foi a variável mais indicada para separação dos riachos em classes de qualidade. Elevados níveis de condutividade são provavelmente resultantes de elevadas concentrações de sólidos totais dissolvidos, que comprometem a qualidade da água e são prejudiciais às comunidades de peixes (KIMMEL et al., 2009). De acordo com Lima-Junior et al. (2006), que realizaram trabalho no rio Corumbataí (SP), o local menos impactado do rio apresenta valores de condutividade $< 50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, enquanto que o local mais degradado apresentou condutividade $> 100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Além disso, de acordo com CETESB (2009) a condutividade elétrica acima de $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ está associada, em geral, a ambientes impactados, fornecendo assim uma boa indicação das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral. De acordo com Kimmel et al. (2009), a condutividade elétrica é um fator ambiental

importante na detecção de toxicidade para a vida aquática, permitindo verificar a influência de uma variedade de fontes poluidoras por ação antrópica nos ambientes aquáticos, como lançamentos de efluentes domésticos, industriais e dejetos animais, nas quais o resultado da contaminação pode ser detectado pelo aumento da condutividade elétrica no curso d'água. Portanto, a utilização da condutividade elétrica para classificar os níveis de integridade ambiental neste trabalho é eficiente e retrata as condições ambientais.

No presente estudo observou-se que as fêmeas foram mais numerosas que os machos, principalmente nos riachos mais impactados. Essa predominância de fêmeas provavelmente pode ter ocorrido quando as condições estavam favoráveis à reprodução, ou seja, quando o alimento disponível estava abundante. A maior proporção de fêmeas em uma população animal é usualmente considerada uma estratégia para crescimento rápido da população e que ocorre com maior frequência quando o suprimento alimentar da população é abundante (FERNANDEZ et al., 2003; CETRA et al., 2011). As distribuições de frequência entre machos e fêmeas de *A. altiparanae* por classes de comprimento padrão evidenciam uma similaridade entre os sexos nos três níveis de integridade ambiental, sugerindo que machos e fêmeas respondem de forma semelhante às mesmas pressões ambientais, mesmo que taxas de crescimento entre os sexos possam apresentar diferenças (BLANCK; LAMOUREUX, 2007; TONDATO et al., 2012), apesar de as fêmeas atingirem maior tamanho como resultado da necessidade de acumular grande quantidade de energia para a reprodução (MARCUCCI et al., 2005).

O tamanho da primeira maturação desta espécie parece estar adaptado ao tipo de ambiente instável que a espécie habita. Nos riachos alterados e mais impactados, as fêmeas atingiram a maturação sexual com maiores comprimentos. Integrando estas informações, acreditamos que a espécie *A. altiparanae* esteja investindo mais em crescimento e proporções corporais nestes locais, devido à maior disponibilidade de matéria orgânica e, conseqüentemente, itens alimentares nestes locais. Logo, os maiores comprimento de primeira maturação também indica grande investimento em fecundidade já que fêmeas maiores terão maiores quantidade de ovócitos (WOOTON, 1992), sugerindo um maior investimento reprodutivo, que caracteriza uma adaptação para garantir o equilíbrio populacional (LOWE-MCCONNELL, 1999).

A. altiparanae também apresentou melhor condição corpórea e maior intensidade reprodutiva nos riachos alterados e mais impactados, indicando que a espécie acumula energia devido à disponibilidade de alimento, mas investe na reprodução por estar submetida a um ambiente degradado (ORSI et al., 2002; CUNICO et al., 2006; ALEXANDRE et al., 2010).

Conforme mencionado anteriormente, essa relação pode ser explicada pela provável maior oferta de alimento nos locais mais impactados. Como estratégia para superar o estresse ambiental, a população pode estar investindo em crescimento e reprodução (OOST et al., 2003). Resultados similares foram observados por Alberto et al. (2005), que constatou aumento do Índice Gonadossomático e do Fator de Condição de *A. fasciatus* no trecho mais poluído no rio Camanducaia (SP). De acordo com Santos et al. (2006), o maior fator de condição indica as melhores condições ambientais para o desenvolvimento do peixe, refletindo à disponibilidade de recursos alimentares em abundância.

O período reprodutivo da espécie *A. altiparanae* ocorreu entre os meses de outubro e dezembro, coincidindo com o aumento da temperatura e ao período de maior pluviosidade, sendo que o evento reprodutivo deve ocorrer em períodos em que a condição do *habitat* esteja mais favorável para esta espécie (BARBIERI; BARBIERI, 1988; ABIOLHA, 2007; LOURENÇO et al., 2008). O fator de condição neste mesmo período apresentou um declínio, relacionado ao uso das reservas do corpo para o processo de desenvolvimento gonadal (GURGEL, 2004), indicando que nestes meses a espécie teve maior desova. Lizama e Ambrósio (2002) destacam ainda que o aumento da atividade reprodutiva geralmente coincide com uma diminuição na atividade de alimentação, o que contribui para a diminuição dos valores do fator de condição durante este período.

No presente estudo ficou evidenciado que a espécie *A. altiparanae* é relativamente tolerante à poluição e à degradação ambiental, sendo uma espécie oportunista, que exibe certa adaptação às condições locais do *habitat*. Sua captura foi abundante em riachos alterados e mais impactados. Esse resultado também foi observado por Orsi et al. (2002), que encontraram uma grande abundância da espécie *A. altiparanae* em um dos trechos mais degradados do rio Tibagi (PR). Alexandre et al. (2010) e Felipe e Suárez (2010) também observaram que *A. altiparanae* ocorreu em maior abundância em locais mais degradados. De acordo com outros autores (CUNICO et al., 2006; FLORES-LOPES et al., 2010) a ocorrência de um número elevado de espécies generalistas ou oportunistas confirma a classificação de riachos com baixa integridade ambiental. Desta forma, os nossos dados corroboram o potencial de *A. altiparanae* como sendo uma espécie tolerante à perda de integridade ambiental.

3.5. CONCLUSÃO

Com base nesse estudo observou-se que *A. altiparanae* demonstrou alta tolerância às condições ambientais e uma grande adaptação em permanecer em riachos moderadamente degradados. Possivelmente, por ser uma espécie com estratégia oportunista, este oportunismo aparentemente se refletiu na abundância da espécie, que repõe seu estoque rapidamente, demonstrando boa capacidade em alocar parte significativa de sua energia à reprodução. Aproveitando os recursos alimentares com sucesso e, conseqüentemente, apresentando elevados investimento reprodutivo, o que a torna uma das espécies de peixes dominantes mesmo em ambientes fisicamente impactados por ação antrópica.

3.6. REFERÊNCIAS

- ABES, S. S.; AGOSTINHO, A. A. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 445, n. 1, p. 217-22, 2001.
- ABILHOA, V. Aspectos da história natural de *Astyanax scabripinnis* Jenyns (Teleostei, Characidae) em um riacho de floresta com araucária no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 997-1005, 2007.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; MINTE-VER, C. V.; WINEMILLER, K. O. **Biodiversity in the high Paraná river floodplain. In Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation** (B. Gopal, W.J. Junk, & J.A. Davis, eds.). Backhuys Publishers, leiden, p. 89-118. 2000.
- ALBERTO, A.; CAMARGO, A. F.; VERANI, J. R.; COSTA, O. F.; FERNANDES, M. N. Health variables and gill morphology in the tropical fish *Astyanax fasciatus* from a sewage-contaminated river. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 61, n. 2, p. 247-255, 2005.
- ALEXANDRE, C. V.; ESTEVES, K. E.; MELLO, M. A. M. M. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 641, n. 1, p. 97-114, 2010.
- BARBIERI, G. Dinâmica da reprodução do cascudo, *Rineloricaria latirosris* Boulenger (Siluriformes, Loricariidae) do rio Passa Cinco, Ipeúna, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 111, n. 4, p. 605-615, 1994.
- BARBIERI, G.; BARBIERI, M. C. Curva de maturação, tamanho de primeira maturação gonadal e fecundidade de *Astyanax bimaculatus* e *Astyanax fasciatus* da represa do Lobo, Estado de São Paulo (Osteichthyes, Characidae). **Revista Ceres**, v. 35, n. 197, p. 64-77, 1988.

BLANCK, A.; LAMOUREUX, N. Large-scale intraspecific variation in life-history traits of European freshwater fish. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 5, p. 862-875, 2007.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal: manual de identificação**. 5ª Edição. Embrapa, 2007. p. 230.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. Peixes de Riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, p. 1-15, 2001.

CETESB. **Variáveis de qualidade das águas**. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. São Paulo, 2009.

CETRA, M.; RONDINELI, G. R.; SOUZA, U. P. Compartilhamento de recursos por duas espécies de peixes nectobentônicas de riachos na bacia do rio Cachoeira (BA). **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 1-9, 2011.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p.1101-1110, 2006.

CUNICO, A. M.; ALLAN, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1354-1359, 2011.

FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 143-151, 2010.

FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S.; SANDINO, M. Razões sexuais desviadas em populações da cuíca *Micoureus demerarae* em fragmentos de Mata Atlântica. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 21-27, 2003.

FIALHO, A. P.; OLIVEIRA, L. G.; TEJERINA-GARRO, F. L. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. **Hydrobiologia**, v. 598, n. 1, p. 315-324, 2008.

FLORES-LOPES, F.; CETRA, M.; MALABARBA, L. R. Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. **Biota Neotropica**, v.10, n. 4, p. 183-193, 2010.

GARUTTI, V.; BRITSKI, H. A. Descrição de uma espécie nova de *Astyanax* (Teleostei: Characidae) da bacia do alto rio Paraná e considerações sobre as demais espécies do gênero na bacia. Comunicações do Museu de Ciência e Tecnologia. **Série Zoologia**, v. 13, p. 65-88, 2000.

GURGEL, H. C. B. Estrutura populacional e época de reprodução de *Astyanax fasciatus*(Cuvier) (Chacidae, Tetragnopterinae) do Rio Céara Mirim, Poço Branco, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 1, p.131-135, 2004.

KIMMEL, W. G.; ARGENT, D. G. Stream Fish Community Responses to a Gradient of Specific Conductance. **Water Air Soil Pollut**, v. 206, n. 1, p. 49-56, 2009.

- JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, E. P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: Uso nas regiões tropical e subtropical. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 442-462, 2008.
- LIMA-JUNIOR, S. E.; CARDONE, I. B.; GOITEIN, R. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 15, n. 3, p. 284-290, 2006.
- LIZAMA, M. A. P.; AMBRÓSIO, A. M. Condition factor in nine species of fish of the Characidae family in the high Paraná River floodplain, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 62, n. 1, p.113-124, 2002.
- LOURENÇO, L. S.; MATEUS, L. A.; MACHADO, N. G. Sincronia na reprodução de *Moenkhausia sanctaefilomenae* (Steindachner) (Characiformes: Characidae) na planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal Mato-grossense, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 1, p. 20-27, 2008.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo, Edusp. 1999. p. 535.
- MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral - SEPLAN. **Atlas multireferencial: Mato Grosso do Sul**. Campo Grande, 1990. p. 27.
- MANLY, B. F. J. **Multivariate statistical methods: a primer**. 2nd ed. London: Chapman & Hall, 1994. p. 215.
- MARCUCCI, K. M. I.; ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. Abundância e aspectos reprodutivos de *Loricariichthys platymetopon* (Siluriformes, Loricariidae) em quatro trechos da represa Capivara, médio rio Paranapanema. **Série Zoologia**, v. 95, n. 2, p. 197-203, 2005.
- MÉRONA, B. D. E.; MOL, J.; VIGOUROUX, R.; CHAVES, P. T. Phenotypic plasticity in fish life-history traits in two neotropical reservoirs: Petit-Saut Reservoir in French Guiana and Brokopondo Reservoir in Suriname. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 4, p. 683-692, 2009.
- ONORATO, D.; ANGUS, R. A.; MARION, K. R. Historical changes in the ichthyofaunal assemblages of the Upper Cahaba River in Alabama associated with extensive urban development in the watershed. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 15, n. 1, p. 47-63, 2000.
- ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A.; SILVA-SOUZA, A. T. Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis, p. 425-432. In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A (Eds). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina, UEL. 2002. p. 595.
- ORSI, M. L.; CARVALHO, E. D.; FORESTI, F. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do Médio Rio Paranapanema, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 2, p. 207-218, 2004.
- OOST, R.V.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.13, n. 2, p. 57-149, 2003.

PORTO-FORESTI, F.; OLIVEIRA, C.; FORESTI, F.; CASTILHO-ALMEIDA, R. B. Cultivo do Lambari: Uma espécie de pequeno porte e grandes possibilidades. **Panorama da Aquicultura**, v.11, n. 67, p. 15-19, 2001.

ROA, R.; ERNST, B.; TAPIA, F. Estimation of size at sexual maturity: an evaluation of analytical and resampling procedures. *Fish Bull*, v. 97, n. 3, p. 570- 580, 1999.

RUTHERFORD, D. A.; GELWICKS, K. R.; KELSO, W. E. Physicochemical effects of the flood pulse on fishes in the Atchafalaya River Basin, Louisiana. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 130, n. 2, p. 276-288, 2001.

SANTOS, S. L.; VIANA, L. F.; LIMA-JUNIOR, S. E. Fator de Condição e aspectos reprodutivos de fêmeas de *Pimelodella cf. gracilis* (Osteichthyes, Siluriformes, Pimelodidae) no rio Amambaí, Estado de Mato Grosso do Sul. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 2, p. 129-134, 2006.

TEJERINA-GARRO, F. L.; MALDONADO, M.; IBANEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N.; OBERDORFF, T. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: A framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 1, p. 91-108, 2005.

TONDATO, K. K.; FIALHO, C. B.; SÚAREZ, Y. R. Life history traits of *Odontostilbe pequirá* (Steindachner, 1882) in the Pantanal of Porto Murtinho, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 16, n. 2, p. 938-950, 2012.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos**: teoria e prática. Maringá; São Paulo: Eduem; SBI, 1996. p. 169.

WOOTTON, R. J. *Fish ecology*. Chapman & Hall, new York, 1992.

WOOTTON, R. J. *Ecology of teleost fishes*. Fish and Fisheries, Series 24, Kluwer Academic Publishers, 1998. p. 386.

CAPÍTULO 4 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo ficou evidenciado que a espécie *A. altiparanae* é relativamente tolerante à perda de integridade ambiental, possivelmente através de seu comportamento oportunista, o que contribuiu para a sobrevivência da espécie nos ambientes degradados. A espécie exibiu adaptação às condições locais do *habitat*, com capacidade de ajuste na alimentação e na reprodução a diversas situações ambientais e grande capacidade adaptativa exploratória.

O maior consumo de itens alóctones na alimentação desta espécie em locais mais preservados evidencia a importância da manutenção das matas ciliares para a integridade dos riachos, que não apenas fornece invertebrados e material vegetal alóctones para os cursos d'água, como também contribui com matéria orgânica particulada que servirá de alimento para os invertebrados aquáticos consumidos em grande quantidade pelos lambaris nos riachos da bacia do Rio Ivinhema.

A espécie apresentou alto investimento reprodutivo nos riachos com maiores valores de condutividade, o que indica que ela acumula energia devido à disponibilidade de alimento, possivelmente uma adaptação da espécie para evitar alta taxa de mortalidade nestes ambientes instáveis. A maior disponibilidade de alimento nos riachos com maiores valores da condutividade pode ter ocorrido devido à menor competição por alimento, já que poucas espécies conseguem permanecer em piores condições da água e, portanto, há maior disponibilidade dos itens alimentares.

Quanto mais estudos levarem em consideração a associação da integridade ambiental com a utilização de indicadores ecológicos, através do estudo da alimentação e reprodução de peixes, melhor será o conhecimento e a compreensão da causa efeito de perturbações nos sistemas biológicos. Isso contribuirá para diagnosticar a causa das condições ambientais e propiciará informações para futuras ações de preservação ambiental, além de auxiliar na elaboração no plano de manejo e estratégias apropriadas à conservação da área, visando na contribuição, para futuros projetos de restauração e recuperação do local.