



CÍNTIA VELOSO GANDINI

**EFEITOS SAZONAIS E DA MUDANÇA NA
VAZÃO DO RIO SOBRE A ALIMENTAÇÃO E A
ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE
PEIXES DO RIO GRANDE À JUSANTE DA
USINA HIDRELÉTRICA DE ITUTINGA, MINAS
GERAIS**

LAVRAS - MG

2011

CÍNTIA VELOSO GANDINI

EFEITOS SAZONAIS E DA MUDANÇA NA VAZÃO DO RIO SOBRE A ALIMENTAÇÃO E A ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE PEIXES DO RIO GRANDE À JUSANTE DA USINA HIDRELÉTRICA DE ITUTINGA, MINAS GERAIS

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

Co-orientador

Dr. Lucas Del Bianco Faria

LAVRAS - MG

2011

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Gandini, Cíntia Veloso.

Efeitos sazonais e da mudança na vazão do rio sobre a alimentação e a estrutura trófica da comunidade de peixes do Rio Grande à jusante da Usina Hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais / Cíntia Veloso Gandini. – Lavras : UFLA, 2011.

121 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2011.

Orientador: Paulo dos Santos Pompeu.

Bibliografia.

1. Hidrelétrica. 2. Flutuação da vazão. 3. Redes tróficas. 4. Ictiofauna. 5. Dieta. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52632

CÍNTIA VELOSO GANDINI

EFEITOS SAZONAIS E DA MUDANÇA NA VAZÃO DO RIO SOBRE A ALIMENTAÇÃO E A ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE PEIXES DO RIO GRANDE À JUSANTE DA USINA HIDRELÉTRICA DE ITUTINGA, MINAS GERAIS

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 25 de fevereiro de 2011.

Dra. Érica Maria Pellegrini Caramaschi UFRJ

Dra. Alessandra Angélica de Pádua Bueno UFLA

Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

Lucas Del Bianco Faria
Co-orientador

LAVRAS - MG

2011

*Dedico este
trabalho à minha
família que sempre
me apoiou na
minha difícil
caminhada e
nunca deixou que
eu desistisse dos
meus sonhos*

AGRADECIMENTOS

Esta parte da dissertação parece uma das mais difíceis, pois expressar o quanto se é grato por alguém apenas com palavras é impossível. Mas, tentarei explicar da melhor forma possível a minha profunda e eterna gratidão às pessoas que me acompanharam nesta árdua trajetória.

Agradeço primeiramente aos meus pais, Meire e Geraldo, e aos meus irmãos, Priscila, Iara e Jean, pois sem vocês nada disso faria sentido. Vocês são os meus maiores ídolos que me incentivaram a seguir em frente mesmo quando tudo parecia desmoronar sobre minha cabeça. Espero um dia retribuir um pouco do amor e dedicação que deram a mim, principalmente nestes dois últimos anos.

Aos amigos maravilhosos que conheci trabalhando com peixes: Nara, Lelê, Dani, Nina, Miriam, Yumi, Lucas, Sarah, Rafa, Má, Ciça, Raquel, Ivo, Tatau, Fábio, Lud e Necrose. Vocês são as figuras mais incríveis que já conheci! Agradeço por todos os ótimos momentos juntos e espero que outros possam vir. Sentirei muitas saudades!

Aos mega pacientes Paulo e Lucas, meus queridos orientador e co-orientador respectivamente, que me ensinaram a crescer e acreditar que seria capaz de chegar até aqui. O apoio de vocês foi fundamental e podem ter certeza que o que aprendi levarei por toda a vida. Obrigada por saberem criticar e elogiar no momento certo, pois isso me ajudou muito a vencer desafios.

Ao meu (também muito paciente) namorado Hélio, que esteve comigo durante todo o tempo e que nunca me deixou desamparada quando eu mais precisava. A sua compreensão e seu jeito carinhoso sustentaram a minha caminhada por não deixar que o cansaço me abatesse. Obrigada por me fazer rir e por me dar novas energias quando eu me sentia abalada!

Às pesquisadoras Érica Caramaschi e Alessandra Bueno pela participação na minha defesa e pelas ótimas considerações dadas ao meu

trabalho. Me sinto muito honrada de contar com a colaboração de pesquisadoras tão importantes e acima de tudo pessoas maravilhosas!

A todos aqueles que estiveram presentes durante esta importante etapa de minha vida e aos parceiros da UFMG pelo enorme aprendizado e boas risadas durante as coletas. Também agradeço à CEMIG pelo financiamento do projeto e concessão da bolsa de estudos, além do Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada pela oportunidade concedida e suporte para aquisição do título de Mestre.

Este trabalho foi desenvolvido como parte do projeto Pesquisa & Desenvolvimento intitulado DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIA DE DETERMINAÇÃO DE VAZÃO ECOLÓGICA POR BIOINDICADORES através da parceria entre:



com o apoio e financiamento de:



RESUMO

A bacia do rio Paraná tem sido impactada pela expansão das atividades agropecuárias, que degradam as margens do rio, bem como pela construção de barragens, principalmente pela regulação da vazão do canal. Este estudo foi realizado no rio Grande entre as usinas hidrelétricas Itutinga e Funil, nos meses de janeiro e julho de 2010, com o objetivo de caracterizar a dieta dos peixes do local e avaliar o impacto de flutuações diárias de vazão sobre os hábitos alimentares, estrutura trófica e estabilidade da comunidade. A mudança na dieta foi observada quando a disponibilidade de recursos alimentares foi alterada nos meses de seca e chuva, também sofrendo influência, porém de menor intensidade, do arraste de partículas provocado pela flutuação da vazão. A estrutura trófica mostrou-se naturalmente instável e sofreu grandes perturbações com relação ao efeito da variação de vazão e da exclusão de algumas espécies. As mudanças na abundância do recurso alimentar sazonalmente ou por ações antrópicas afetaram diretamente a alimentação dos peixes, o que incentiva novos estudos neste sentido, porém de maior abrangência temporal e em outros empreendimentos hidrelétricos.

Palavras-chave: Alimentação. Ictiofauna. Flutuação de vazão. Teia trófica. Estabilidade.

ABSTRACT

The Paraná river basin has been impacted by the expansion of agricultural activities, that degrade the river banks, as well as by the construction of dams. This study was conducted at the Grande river between Itutinga and Funil hydroelectrics, from January to July 2010, aiming to characterize the diet of local fish and assess the impact of flow fluctuations on the feeding habits, trophic structure and community stability. A change in diet was observed when the availability of food resources has changed in the dry and wet months, also being influenced, but with less intensity, by the particles drag caused by the flow fluctuation. The trophic structure was found to be naturally unstable and suffered major impact related to the flow fluctuation and the exclusion of some species. The changes in the abundance of food resource seasonally or by human actions directly affected the fish feed, which encourages further long term studies in this direction, in other hydropower projects.

Keywords: Food. Ichthyofauna. Fluctuation of flow. Food web. Stability.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	
1 INTRODUÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS	15
SEGUNDA PARTE – ARTIGOS	
ARTIGO 1 Caracterização da dieta de peixes do rio Grande à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, região sul de Minas Gerais, Brasil	19
1 INTRODUÇÃO	22
2 MATERIAL E MÉTODOS	23
2.1 Área de estudo	23
2.2 Amostragem	25
2.3 Análises estatísticas	26
3 RESULTADOS	27
4 DISCUSSÃO	36
5 REFERÊNCIAS	44
ARTIGO 2 Avaliação da dieta de peixes do rio Grande sob flutuação de vazão, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, região sul de Minas Gerais, Brasil	51
1 INTRODUÇÃO	54
2 MATERIAL E MÉTODOS	56
2.1 Área de estudo	56
2.2 Modulação das vazões	57
2.3 Amostragem	58
2.4 Análises estatísticas	59
3 RESULTADOS	60
4 DISCUSSÃO	69
5 REFERÊNCIAS	74
ARTIGO 3 Efeitos da flutuação da vazão do rio Grande, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, sobre a teia trófica da comunidade de peixes, suas interações e estabilidade	80
1 INTRODUÇÃO	83
2 MATERIAL E MÉTODOS	87
2.1 Área de estudo	87
2.2 Amostragem	88
2.3 Análises estatísticas	89
3 RESULTADOS	92
4 DISCUSSÃO	109
5 REFERÊNCIAS	115
CONSIDERAÇÕES GERAIS	121

1 INTRODUÇÃO GERAL

O estudo dos ecossistemas aquáticos no Brasil tem recebido grande destaque nas últimas décadas devido ao aumento da preocupação com a perda da biodiversidade (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005; POMPEU et al., 2009; SCHULZ; MARTINS JÚNIOR, 2001). Na bacia do rio Paraná, por exemplo, alguns estudos demonstram a degradação dos rios e planícies de inundação pela expansão da agricultura, introdução de espécies de peixes exóticas (AGOSTINHO et al., 1999; ORSI; AGOSTINHO, 1999), lançamento de esgoto, destruição da vegetação ciliar para a criação de pastagens e, principalmente pela construção de barragens (AGOSTINHO; PELICICE; GOMES, 2008; AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2004; PELICICE; AGOSTINHO; GOMES, 2005; POMPEU et al., 2009).

O barramento de um rio promove alterações nas características físicas, químicas e hidráulicas do ambiente aquático, afetando como consequência a fauna e flora associados a ele (AGOSTINHO; PELICICE; GOMES, 2008; AGOSTINHO; PELICICE; MARQUES, 2009; POFF, 1996; POFF et al., 1997). A retenção de sedimento e nutrientes no reservatório, interrupção de rotas migratórias pela dificuldade em subir o rio e retornar à jusante, perda de habitat e reestruturação do leito do rio são alguns dos impactos sobre a ictiofauna provocados pela construção de usinas hidrelétricas (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005; LARINIER, 2001). Além destes, o controle da vazão é um dos efeitos ainda pouco estudados e cujas consequências podem ser muito prejudiciais aos peixes.

O funcionamento das usinas hidrelétricas depende do volume de água disponível no reservatório para a geração de energia, o que pode ser manipulado pela usina através do controle da vazão do rio. A perda da variação natural nos níveis do rio na época de seca e cheia prejudica a comunicação do canal com as

planícies alagáveis e lagoas marginais, afetando a reprodução e alimentação da ictiofauna (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; BORGHETTI, 1992; AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2004, 2005; LARINIER, 2001; POFF, 1996; POFF et al., 1997; SATO et al., 2003). Também prejudica o estímulo para a migração das espécies, reduz a produção primária e a sobrevivência de ovos e juvenis (LARINIER, 2001). Além disso, as flutuações diárias da vazão criadas em usinas de grande porte para atender à demanda energética em horários de pico tendem a reduzir a diversidade de espécies por mecanismos ainda não bem entendidos. Entre as alterações observadas estão aquelas associadas ao arraste dos organismos, mudanças na taxa de recrutamento e na condição nutricional de algumas espécies (CORRARINO; BRUSVEN, 1983; DEJALON et al., 1988; GORE, 1977; PERRY; PERRY, 1986).

As modificações no rio associadas à implementação de usinas hidrelétricas podem ser avaliadas por meio do estudo dos organismos vivos. Muitas comunidades biológicas podem ser sensíveis às mudanças ambientais sendo consideradas indicadoras biológicas da qualidade do meio em que vivem (KARR, 1981). Os peixes podem ser considerados bons bioindicadores, pois são organismos de interesse econômico e representam uma grande quantidade de níveis tróficos que refletem a disponibilidade de alimento do meio terrestre e aquático (KARR, 1981; SCHULZ; MARTINS JÚNIOR, 2001). Neste sentido, a abundância de recursos alimentares para a ictiofauna está diretamente associada ao grau de preservação do curso d'água e de suas matas ciliares. Os peixes podem apresentar uma variedade de táticas e estratégias alimentares e, apesar de alguns serem altamente especialistas, outros podem responder de maneira imediata às mudanças no meio expressando a magnitude das transformações que devem ser esperadas naquele ambiente (GOMIERO; BRAGA, 2008; HAHN; FUGI, 2007). Em geral, eles apresentam ajustes ao longo da sua história evolutiva no sentido de melhor explorar o alimento (HAHN; FUGI, 2007),

modificando sua alimentação de acordo com a disponibilidade do recurso (MONTEIRO et al., 2009; POMPEU, 1999). O recurso alimentar em ambientes naturais varia espacial e temporalmente devido ao efeito da sazonalidade mas, diante de ações antrópicas a previsibilidade desta variação pode ser alterada (BRANDÃO-GONÇALVES; LIMA JÚNIOR; SUAREZ, 2009). O prejuízo maior desta situação é para os peixes especializados em um único tipo de item alimentar, pois passam a migrar em busca do alimento preferencial, enquanto os generalistas apenas mudam o hábito (BRANDÃO-GONÇALVES; LIMA JÚNIOR; SUAREZ, 2009; HAHN; FUGI, 2007).

A estrutura trófica de uma comunidade expressa as interações que existem entre as espécies e de que forma elas mantêm a estabilidade de um sistema, já que elas podem variar sazonalmente ou por alteração do meio (PAINE, 1980). Algumas espécies modificam sua posição trófica e a gama de itens potencialmente consumidos como efeito dos barramentos (MONTEIRO et al., 2009), levando a alterações na teia. A disponibilidade e variabilidade dos itens alimentares interferem na resposta numérica dos consumidores (POLIS; ANDERSON; HOLT, 1997; ROSE; POLIS, 1998) e impedem efeitos de cascata trófica pela regulação populacional que uma espécie exerce sobre a outra (HENSCHER; NAHSBERG; STUMPF, 2001). Como os barramentos afetam a abundância do recurso e das espécies, eles podem interferir de maneira negativa na estabilidade das teias tróficas, reduzindo a resistência e a resiliência das comunidades aquáticas frente ao distúrbio ambiental. Em geral, poucos estudos buscam avaliar o comportamento da estrutura trófica de uma comunidade natural e, por isso, os resultados encontrados podem não refletir exatamente o que ocorre em estruturas reais sujeitas a alterações naturais ou provocadas.

Este trabalho teve como objetivos: compreender as variações na alimentação das espécies de peixes no rio Grande devido à sazonalidade; avaliar o efeito de flutuações diárias de vazão sobre a dieta das espécies; descrever a

estrutura trófica desta comunidade; e avaliar as forças que regem as interações entre consumidor e recurso e de que forma a estabilidade destas teias pode ser afetada por impactos antrópicos.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A. et al. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Leiden: Backhuys, 1999. p. 227-265.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; BORGHETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação: um estudo de caso, reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, Maringá, v. 14, p. 89-107, out. 1992. Suplemento.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008. Suplemento.

AGOSTINHO, C. A.; PELICICE, F. M.; MARQUES, E. E. **Reservatório de peixe angical**: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. São Carlos: RiMa, 2009. 188 p.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 70-78, jul. 2005.

_____. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **Ecohydrology & Hydrobiology**, Łódź, v. 4, n. 3, p. 255-268, May 2004.

BRANDÃO-GONÇALVES, L.; LIMA JÚNIOR, S. E.; SUAREZ, Y. R. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guirai, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 1, p. 135-143, jan./mar. 2009.

CORRARINO, C. A.; BRUSVEN, M. A. The effects of reduced stream discharge on insect drift and stranding of near shore insects. **Freshwater Invertebrate Biology**, Glenview, v. 2, n. 2, p. 88-98, May 1983.

DEJALON, D. G. et al. Effects of hydroelectric scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenees. **Regulated Rivers: Research and Managements**, Roboken, v. 2, n. 4, p. 479-491, Oct. 1988.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. de S. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 1, p. 41-47, jan./mar. 2008.

GORE, J. A. Reservoir manipulations and benthic macroinvertebrates in a prairie river. **Hydrobiologia**, Heidelberg, v. 55, n. 2, p. 113-123, Aug. 1977.

HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 469-480, dez. 2007.

HENSCHER, J. R.; NAHSBERG, D. M.; STUMPF, D. H. Allochthonous aquatic insects increase predation and decrease herbivore in river shore food webs. **Oikos**, Sweden, v. 93, n. 3, p. 429-438, June 2001.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, Bethesda, v. 6, n. 6, p. 21-27, Nov./Dec. 1981.

LARINIER, M. Environmental issues, dams and fish migration. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution**. Rome: FAO, 2001. p. 45-90.

MONTEIRO, A. de S. et al. Alterações na disponibilidade de recursos alimentares na dieta das principais espécies de peixes. In: AGOSTINHO, C. A.; PELICICE, F. M.; MARQUES, E. E. (Ed.). **Reservatório de peixe angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna**. São Carlos: RiMa, 2009. p. 77-86.

ORSI, M. L.; AGOSTINHO, A. A. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 16, n. 2, p. 557-560, jun. 1999.

PAINE, R. T. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. **Journal of Animal Ecology**, London, v. 49, n. 3, p. 667-685, Oct. 1980.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Biodiversidade e conservação de peixes na planície de inundação do alto rio Paraná. **Cadernos da Biodiversidade**, Curitiba, v. 5, n. 1, p. 34-44, jul. 2005.

PERRY, S. A.; PERRY, W. B. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. **Hydrobiologia**, Heidelberg, v. 134, n. 2, p. 171-182, Apr. 1986.

POFF, N. L. A hydrogeography of unregulated streams in the United States and an examination of scale-dependence in some hydrological descriptors. **Freshwater Biology**, London, v. 36, n. 1, p. 101-121, Oct. 1996.

POFF, N. L. et al. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, Reston, v. 47, n. 11, p. 769-784, Dec. 1997.

POLIS, G. A.; ANDERSON, W. B.; HOLT, R. D. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 289-316, Nov. 1997.

POMPEU, P. dos S. Dieta da pirambeba *Serrasalmus brandtii* Reinhardt (Teleostei, Characidae) em quatro lagoas marginais do rio São Francisco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 16, n. 2, p. 19-26, nov. 1999. Suplemento.

POMPEU, P. dos S. et al. The ichthyofauna of upper rio Capivari: defining conservation strategies based on the composition and distribution of fish species. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 7, n. 4, p. 659-666, Dec. 2009.

ROSE, M. D.; POLIS, G. A. The distribution and abundance of coyotes: the effects of allochthonous food subsized from the sea. **Ecology**, Ithaca, v. 79, n. 3, p. 998-1007, Apr. 1998.

SATO, Y. et al. Impacto a jusante do reservatório de Três Marias sobre a reprodução do peixe reofílico curimatá-pacu (*Prochilodus argenteus*). In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 327-345.

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

ARTIGO 1

**CARACTERIZAÇÃO DA DIETA DE PEIXES DO RIO GRANDE À
JUSANTE DA USINA HIDRELÉTRICA ITUTINGA, REGIÃO
SUL DE MINAS GERAIS, BRASIL**

RESUMO. A bacia do rio Paraná tem sido impactada pela expansão das atividades agropecuárias e construção de barragens, o que interfere na biota aquática. Este estudo objetivou caracterizar e comparar sazonalmente a alimentação dos peixes encontrados no rio Grande, entre as usinas hidrelétricas Funil e Itutinga, região sul de Minas Gerais. A coleta foi realizada em janeiro e julho de 2010, com redes de emalhar e de arrasto, sendo os peixes fixados em formol e conservados em álcool para a análise dos conteúdos estomacais. A dieta foi caracterizada pelo índice alimentar (IA) e o principal item consumido por cada espécie foi determinado pelo teste de X^2 . Nos períodos de seca e chuva a alimentação e frequência dos itens foi comparada utilizando o nMDS e SIMPER. Foram analisados 809 estômagos de 32 espécies de peixes categorizadas nas guildas piscívora, herbívora, iliófaga/detritívora, algívora, frugívora, invertívora e onívoras. O nMDS mostrou que a maioria das espécies tiveram maior diversificação alimentar em janeiro e foram observadas diferenças entre os dois períodos de amostragem (exceto para *A. fasciatus*, *A. affinis* e *C. nagelii*). Em geral, o SIMPER mostrou aumento na ocorrência de vegetal, invertebrados e sedimento da estação chuvosa para a seca, o que pode ser explicado pela turbulência da água durante as chuvas transportando a matéria vegetal e animal e deixando o sedimento em suspensão. Este estudo ampliou o conhecimento dos hábitos alimentares dos peixes e a flexibilidade potencial da dieta em virtude de modificações sazonais no fluxo de energia.

PALAVRAS-CHAVE. Ictiofauna, alimentação, sazonalidade, usina hidrelétrica.

ABSTRACT. The Paraná river basin has been impacted by the expansion of agricultural activities and construction of dams, which interferes in the aquatic biota. This study aimed to characterize and compare between seasons the diet of the fish fauna found in the Grande river, between the hydroelectric power plants of Funil and Itutinga, southern Minas Gerais. Fishes were sampled in January and July 2010 with gill nets and seines, and were fixed in formalin and preserved in alcohol for analysis of stomach contents. The diet was characterized by feeding index (IA) and preferences determined by the X^2 test. The diet was compared between dry and wet periods using NMDS and SIMPER. We analyzed 809 stomachs of 32 species categorized into the guilds of piscivore, herbivore, iliophagous/detritivore, algivore, frugivorous, invertivorous and omnivorous. The NMDS showed that most species had higher food diversification in January and differences were observed between the two sampling periods (except for *A. fasciatus*, *A. affinis* and *C. nagelii*). In general, the SIMPER showed an increased occurrence of plants, invertebrates and sediment from the wet to the dry season, which can be explained by the turbulence of water during the rains carrying vegetable and animal matter and leaving the sediment in suspension. This study expanded the knowledge of fish feeding habits and potential flexibility of the diet due to seasonal changes in energy flow.

KEYWORDS. Ichthyofauna, feeding, seasonality, hydroelectric plant.

1 INTRODUÇÃO

Muitos estudos na bacia do rio Paraná têm comprovado a degradação dos cursos d'água pela intensa agricultura, manejo inadequado do solo, usos de produtos químicos para lavouras, destruição da vegetação ciliar para a criação de pastagens e, principalmente pela construção de barragens (AGOSTINHO *et al.*, 2008).

O estudo da alimentação dos peixes pode ser uma importante ferramenta na detecção destes impactos. A análise da dieta ao fornecer informações sobre a preferência alimentar das espécies e suas interações pode ser considerada boa indicadora da qualidade do meio ambiente, a partir da avaliação dos recursos alimentares que estão disponíveis (AGOSTINHO *et al.*, 2009). Esse embasamento também é fundamental no fornecimento de estratégias usadas na conservação dos ambientes aquáticos e, conseqüentemente, na melhoria das condições oferecidas às espécies (POMPEU & GODINHO, 2003).

A construção de hidrelétricas modifica a entrada da matéria orgânica nas teias tróficas através da regulação do fluxo de água no rio e da retenção de nutrientes no reservatório (AGOSTINHO *et al.*, 2009; POFF *et al.*, 1997). O barramento pode, por exemplo, reduzir ou impedir a comunicação do rio com as várzeas, restringindo as possibilidades de alimento encontradas pelas espécies de forma imprevisível e brusca (AGOSTINHO *et al.*, 2008; HAHN & FUGI, 2007). Algumas espécies especialistas podem ser prejudicadas pelo barramento por reduzir a abundância do seu alimento principal exigindo a exploração de outros recursos. Porém, a amplitude das estratégias e táticas alimentares apresentadas pela maior parte dos peixes de água doce favorece a

adaptação às condições ambientais diferenciadas impostas pelo barramento do rio (HAHN & FUGI, 2007).

O rio Grande, atualmente apresenta-se bastante impactado pela construção de numerosas usinas hidrelétricas ao longo do seu curso. Até o momento, há poucos estudos nesta bacia relacionados ao impacto das hidrelétricas sobre a ictiofauna da região (CASTRO *et al.*, 2004), em especial sobre a alimentação de peixes.

Este trabalho teve como objetivo caracterizar e comparar sazonalmente a alimentação das espécies de peixes encontradas no alto rio Grande, no trecho entre as usinas hidrelétricas de Funil e Itutinga, região sul de Minas Gerais.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O rio Grande junto ao Paranaíba é um dos principais formadores do Rio Paraná, que é o segundo em extensão na América Latina. Nasce na Serra da Mantiqueira, na divisão entre os estados de Minas Gerais e São Paulo e aproximadamente 60% de sua área está dentro do território mineiro. Seus principais afluentes são os rios Aiuruoca, cuja nascente fica em Itamonte; das Mortes, que nasce entre Barbacena e Senhora dos Remédios; Jacaré na Serra do Galba; e em São Paulo, os rios Sapucaí, com sua nascente na Serra da Mantiqueira, e Pardo, que nasce em Ipuíuna (CEMIG, 2010).

Na bacia do rio Grande já foram registradas aproximadamente 105 espécies de peixes podendo este número ser ainda maior, e muitas delas são consideradas raras ou endêmicas (POMPEU *et al.*, 2009).

A região de abrangência do rio possui o cerrado como fitofisionomia, com médias anuais de temperatura entre 19 °C e 21 °C. O clima é classificado como semi-úmido, apresentando de 4 a 5 meses de seca e chuvas de 1200 a 1500 mm anuais (POMPEU *et al.*, 2009; IGAM, 2010).

A bacia de drenagem do rio Grande é de aproximadamente 143.000 Km², sendo boa parte de seu curso usada para produção de energia elétrica (CEMIG, 2000). A usina hidrelétrica de Itutinga é uma delas e está localizada na região sul de Minas Gerais, no município de Itutinga (Fig. 1). Iniciou sua operação em 1955 e possui um volume útil de reservatório de apenas 7 hm³ (CEMIG, 2010). Cerca de 20 km à jusante da usina está situado o reservatório de Funil, nos municípios de Perdões e Lavras, que iniciou sua operação em 2002.

O trecho estudado está localizado a aproximadamente 3 km à jusante do reservatório de Itutinga, (535368 W, 7647367 N; 850 m de altitude) compreendendo habitats de corredeira e remanso, sem receber grandes contribuições de afluentes (Fig. 1).

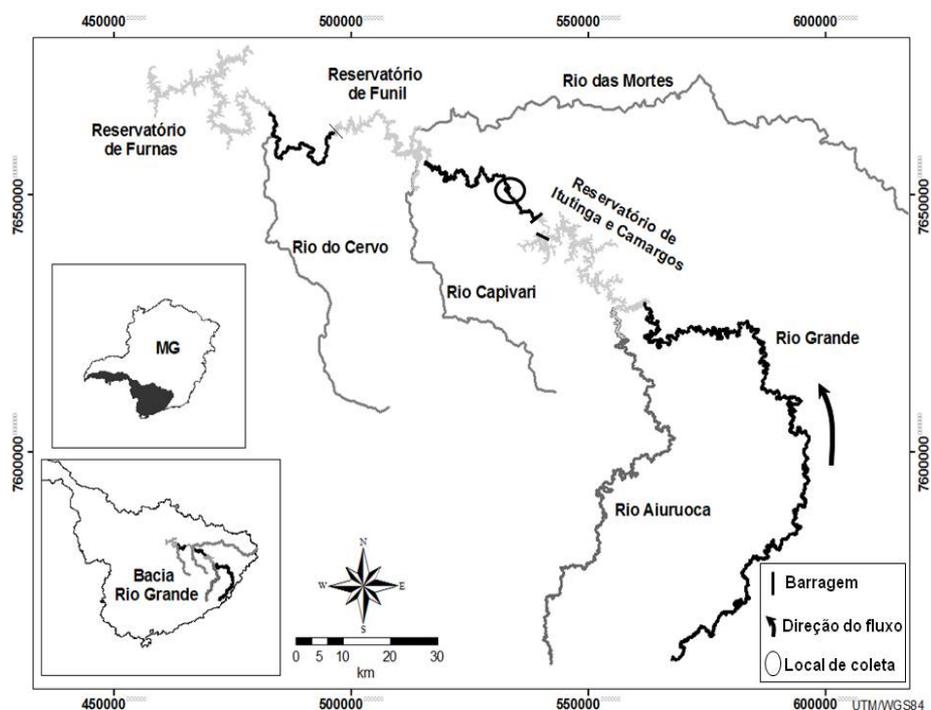


Figura 1. Desenho esquemático da Bacia do Rio Grande com os principais barramentos, evidenciando pelo círculo preto o trecho do rio Grande que foi amostrado pelo trabalho em questão, à jusante da Usina Hidrelétrica Itutinga, região sul de Minas Gerais (Adaptado de ZAMBALDI, 2010).

2.2 Amostragem

Os peixes foram capturados em redes de emalhar e arrasto durante 6 dias de amostragem nos meses de janeiro e julho de 2010. Foram utilizados dois conjuntos de rede ao longo do estudo com malhas entre 2,4 cm e 16 cm entre nós opostos. As redes, que possuíam 10 m de comprimento e aproximadamente 1,6 m de altura, foram vistoriadas a cada 12 horas; às 6 e 18 horas. As redes de arrasto, contendo 6 m de largura e 1,5 m de altura, foram utilizadas todos os dias às 6, 14 e às 22 horas.

Os peixes coletados foram fixados em formol 10% e posteriormente conservados em álcool 70%. Em campo, os indivíduos foram identificados, pesados, medidos e etiquetados. Alguns, escolhidos aleatoriamente, foram dissecados para análise do conteúdo estomacal e os itens alimentares foram identificados em estereomicroscópio e pesados. Literatura especializada foi empregada para auxiliar na taxonomia dos grupos de organismos encontrados nos estômagos (MUGNAI *et al.*, 2010; ROLAN-PÉREZ, 1988; WARD & WHIPPLE, 1959).

Os conteúdos estomacais foram separados em categorias, e no caso dos invertebrados, foram utilizados dois grupos para distinguí-los quanto à sua origem: invertebrados aquáticos e terrestres. Dentro da categoria vegetal, estão incluídas todas as partes de uma planta, exceto frutos e sementes. Matéria orgânica em decomposição cuja origem vegetal ou animal não se pode afirmar foi denominada detrito.

2.3 Análises estatísticas

Para caracterização da dieta das espécies foi utilizado o Índice Alimentar (IA) proposto por KAWAKAMI & VAZZOLER (1980). Este índice combina a frequência de ocorrência (F_i = número de vezes em que o item i ocorreu, dividido pelo número total de estômagos com alimento) e o peso relativo (P_i = somatório do peso do item i dividido pelo somatório do peso de todos os itens) de cada item, segundo a fórmula:

$$IA_i = (F_i \cdot P_i) / \sum_{i=1}^n F_i \cdot P_i$$

onde: IA_i = índice alimentar do item i ; F_i = frequência de ocorrência do item i e P_i = peso do item i .

Usando o teste de X^2 a proporção ingerida dos principais itens alimentares (obtida pelo IA) foi comparada, a fim de verificar o item mais consumido por cada espécie e a guilda trófica a que pertence. Esta análise foi feita no programa Statistica (versão 7.0) para as espécies com mais de 5 indivíduos coletados. Diferenças na alimentação entre os períodos de seca e chuva foram obtidas através do nMDS, utilizando o programa estatístico Past e o índice de Bray-Curtis, somente para as espécies coletadas nos dois períodos. A contribuição de cada item nas diferenças observadas foi calculada pelo SIMPER.

3 RESULTADOS

Foram analisados 809 estômagos de 32 espécies de peixes, pertencentes às ordens Characiformes, Gymnotiformes, Perciformes e Siluriformes (Tab. I). Espécies de pequeno porte da família Characidae como *Knodus moenkhausii*, *Piabina argentea* e *Bryconamericus stramineus* foram as que tiveram maior número de indivíduos analisados devido à grande abundância.

Tabela I. Número de estômagos analisados por espécie de peixes coletados em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais.

Táxon	Estômagos analisados
Ordem Characiformes	
Família Anostomidae	
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	9
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987	14
<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes, 1850	5
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	10
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	20
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	1
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	27
Família Characidae	
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	15
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	38
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	1
<i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> Eigenmann, 1914	1
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	158
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	6
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	133
<i>Odontostilbe</i> sp.	12
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	171
<i>Serrapinnus</i> sp.	1
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	12
Família Crenuchidae	
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	2
Família Curimatidae	
<i>Cyphocharax nagelii</i> (Steindachner, 1881)	34
Família Erythrinidae	
<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda Ribeiro, 1908	1
Família Parodontidae	
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	51
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	1

Tabela I, continuação

Táxon	Estômagos analisados
Família Prochilodontidae	
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1836)	3
Ordem Gymnotiformes	
Família Sternopygidae	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	8
Ordem Perciformes	
Família Cichlidae	
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	1
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	11
Ordem Siluriformes	
Família Loricariidae	
<i>Hypostomus</i> aff. <i>margaritifer</i> (Regan, 1908)	8
<i>Hypostomus</i> sp1	17
Família Pimelodidae	
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	15
<i>Pimelodus heraldoi</i> Azpelicueta, 2001	1
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803	22
TOTAL	809

Cinco das espécies avaliadas tiveram dieta constituída principalmente por sedimentos e/ou detritos, podendo ser classificadas como iliófagas/detritívoras. Porém, enquanto *Cyphocharax nagelii*, *Hypostomus* sp1 e *Apareiodon affinis*, ingeriram principalmente sedimentos, *Geophagus brasiliensis* e *Hypostomus* aff. *margaritifer* também ingeriram quantidade significativa de detritos (Tab. II). A dieta de *Serrapinus* sp. e *Prochilodus lineatus* foi caracterizada apenas pela ingestão de sedimentos.

Tabela II. Valores do Índice alimentar e Teste de X^2 para as espécies coletadas em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais (Aa, *Apareiodon affinis*; Aal, *Astyanax altiparane*; Af, *Astyanax fasciatus*; Ap, *Astyanax aff paranae*; As, *Astyanax scabripinnis*; Bs, *Bryconamericus stramineus*; Cn, *Cyphocharax nagelii*; Cp, *Cichlasoma paranaense*; Cz, *Characidium zebra*; Ev, *Eigenmmania virescens*; Gb, *Geophagus brasiliensis*; Gk, *Galeocharax knerii*; Hl, *Hoplias lacerdae*; Hy1, *Hypostomus* sp1; Hym, *Hypostomus* aff. *margaritifera*; Ihe, *Iheringichthys labrosus*; Km, *Knodus moenkhausii*; La, *Leporinus amblyrhynchus*; Le, *Leporinus elongatus*; Lf, *Leporinus friderici*; Lo, *Leporinus octofasciatus*; Ls, *Leporinus striatus*; Lv, *Leporellus vittatus*; Osp, *Odontostilbe* sp; Pa, *Piabina argentea*; Ph, *Pimelodus heraldoi*; Pl, *Prochilodus lineatus*; Pm, *Pimelodus maculatus*; Pn, *Parodon nasus*; Seh, *Serrapinus heterodon*; Sesp, *Serrapinus* sp.; Sn, *Schizodon nasutus*; 1, Vegetal; 2, Sedimento; 3, Fruto; 4, Alga; 5, Detrito; 6, Semente; 7, Peixe; 8, Invertebrados aquáticos; 9, Invertebrados terrestres).

Espécie	Itens alimentares									Teste X^2
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Aa	0.001	0.527	0.000	0.440	0.014	0.000	0.018	0.000	0.000	p<0.001
Aal	0.045	0.001	0.835	0.000	0.003	0.000	0.003	0.114	0.001	p=0.009
Af	0.341	0.002	0.595	0.028	0.002	0.000	0.000	0.028	0.003	p<0.001
Ap	0.000	0.333	0.000	0.333	0.000	0.000	0.000	0.333	0.000	-
As	0.333	0.333	0.000	0.000	0.333	0.000	0.000	0.000	0.000	-
Bs	0.583	0.010	0.000	0.001	0.099	0.000	0.003	0.297	0.006	p<0.001
Cn	0.013	0.987	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	p<0.001
Cp	0.000	0.000	0.000	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	-
Cz	0.000	0.125	0.000	0.000	0.125	0.000	0.000	0.750	0.000	-
Ev	0.015	0.110	0.000	0.007	0.007	0.000	0.000	0.860	0.002	p<0.001
Gb	0.063	0.448	0.000	0.007	0.343	0.000	0.000	0.140	0.000	p=0.255
Gk	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	p<0.001
Hl	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	-
Hy1	0.000	0.967	0.000	0.000	0.032	0.000	0.000	0.000	0.000	p<0.001
Hym	0.001	0.544	0.000	0.000	0.454	0.000	0.000	0.000	0.000	p=0.131
Ihe	0.158	0.337	0.000	0.001	0.000	0.018	0.000	0.486	0.000	p=0.057
Km	0.164	0.210	0.001	0.254	0.152	0.000	0.000	0.219	0.001	p>0.05
La	0.015	0.137	0.000	0.000	0.015	0.000	0.000	0.833	0.002	p=0.012
Le	0.818	0.006	0.001	0.000	0.000	0.157	0.000	0.015	0.000	p=0.658

Tabela 2, continuação

Espécie	Itens alimentares									Teste X ²
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Lf	0.637	0.017	0.298	0.000	0.031	0.000	0.018	0.037	0.000	p=0.111
Lo	0.253	0.180	0.556	0.000	0.001	0.000	0.000	0.009	0.000	p=0.006
Ls	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-
Lv	0.215	0.109	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.710	0.001	p=0.014
Osp	0.061	0.435	0.000	0.435	0.007	0.000	0.000	0.061	0.000	p=0.326
Pa	0.422	0.110	0.138	0.050	0.115	0.000	0.000	0.164	0.000	p<0.001
Ph	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.027	0.000	-
Pl	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-
Pm	0.356	0.049	0.047	0.056	0.105	0.000	0.004	0.339	0.042	p=0.825
Pn	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-
Seh	0.133	0.408	0.000	0.208	0.133	0.000	0.000	0.115	0.000	p=0.467
Sesp	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-
Sn	0.950	0.019	0.000	0.031	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	p<0.001

O consumo de vegetal foi quase exclusivo para *Schizodon nasutus* apesar de ter ingerido também pequena quantidade de algas. Espécies herbívoras como *Piabina argentea* e *Bryconamericus stramineus* se alimentaram também de insetos e outros itens, mas não em quantidades significativas. *Leporinus striatus* e *Parodon nasus* se alimentaram apenas de vegetais, mas como não foram coletados em quantidade suficiente, sua guilda trófica não pode ser determinada.

A espécie *B. stramineus* foi uma das mais representativas na alimentação de peixes de outras espécies. Apesar de *Galeocharax knerii* ser o único piscívoro, este foi o principal item da dieta de *Hoplias lacerdae* e *Pimelodus heraldoi*.

Apesar do consumo diversificado, *Knodus moenkhausii* foi a única espécie algívora deste estudo. Mais de 50% de todos os itens ingeridos

por *Leporinus octofasciatus*, *Astyanax fasciatus* e *Astyanax altiparanae* foram frutos.

O item fruto também foi encontrado nos estômagos de *Astyanax aff. paranae*, *Cichlasoma paranaense*. Porém, não foi possível realizar o teste de X^2 devido ao reduzido número de indivíduos coletados. Para *Odontostilbe* sp. e *Serrapinus heterodon* o consumo de frutos foi semelhante ao de outros itens, sendo incluídos na guilda trófica onívora .

Apesar da ingestão elevada de vegetais, *Leporinus friderici* e *L. elongatus* não tiveram valores significativos para o teste X^2 , sendo considerados onívoros. O mesmo foi observado para *Iheringichthys labrosus* e *Pimelodus maculatus*, em cujos estômagos foram encontrados mais de 30% de invertebrados aquáticos. *Astyanax scabripinnis*, *Characidium zebra* e *Astyanax aff. paranae* tiveram dietas diversificadas mas não foram incluídas em nenhuma guilda por restrição no número amostral.

As espécies pertencentes à guilda dos invertívoros consumiram mais de 70% de invertebrados aquáticos. *Eigenmannia virescens*, *Leporellus vittatus* e *Leporinus amblyrhynchus* se alimentaram em diferentes proporções de imaturos de Trichoptera, Diptera (como Chaoboridae, Chironomidae, Simuliidae, Ceratopogonidae), Ephemeroptera, Megaloptera e Lepidoptera. Além deles também foram encontrados itens que pertencem a diferentes filos e ordens como Mollusca, Acari, Hemiptera, Arachnida, Plecoptera, Crustacea.

A análise de nMDS indicou que houve grande sobreposição das dietas nos 2 meses de amostragem, mas no mês de janeiro existiu uma

julho (Tab. III). O aumento no consumo de vegetal pode ser observado para todas as espécies com exceção de *A. affinis*, *A. fasciatus*, *C. nagelli*, *I. labrosus*, *L. octofasciatus*, *S. nasutus* e *P. argentea* (Tab. IV) .

Tabela III. Análise de SIMPER complementar ao NMDS mostrando a mudança na contribuição dos itens alimentares de acordo com a época de coleta, baseado na alimentação de peixes coletados em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais. Os valores foram calculados sobre uma dissimilaridade global média de 50.77.

Item	Contribuição	Frequência Média (JAN)	Frequência Média (JUL)
Sedimento	11.260	0.502	0.591
Invertebrados	10.180	0.386	0.463
Vegetal	9.793	0.385	0.505
Alga	7.350	0.214	0.205
Detrito	6.304	0.250	0.139
Fruto	5.175	0.155	0.104
Semente	0.423	0.015	0.003
Peixe	0.284	0.001	0.002

O item sedimento deixou de ser encontrado apenas nos estômagos de *A. altiparanae* e *L. friderici*, sendo sua ocorrência elevada do período chuvoso para o seco na maioria dos peixes. As espécies *P. argentea* e *P. maculatus* praticamente não modificaram a quantidade ingerida de cada item, exceto pelo grande aumento na ingestão de invertebrados no mês de julho.

Tabela IV. Variação da frequência de ocorrência das principais espécies de peixes coletadas à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, em janeiro e julho de 2010, no rio Grande, sul de Minas Gerais. (FO, Frequência de ocorrência; JAN, Janeiro; JUL, Julho; Aa, *Apareiodon affinis*; Aal, *Astyanax altiparane*; Af, *Astyanax fasciatus*; Bs, *Bryconamericus stramineus*; Cn, *Cyphocharax nagelii*; Ev, *Eigenmmania virescens*; Gb, *Geophagus brasiliensis*; Hy1, *Hypostomus* sp1; Hym, *Hypostomus* aff. *margaritifer*; Ihe, *Iheringichthys labrosus*; Km, *Knodus moenkhausii*; La, *Leporinus amblyrhynchus*; Le, *Leporinus elongatus*; Lf, *Leporinus friderici*; Lo, *Leporinus octofasciatus*; Osp, *Odontostilbe* sp; Pa, *Piabina argentea*; Pm, *Pimelodus maculatus*; Sn, *Schizodon nasutus*; 1, Vegetal; 2, Sedimento; 3, Fruto; 4, Alga; 5, Detrito; 6, Semente; 7, Peixe; 8, Invertebrados).

FO	Itens alimentares							
	1	2	3	4	5	6	7	8
JAN Aa	0.077	0.767	0.000	0.600	0.433	0.000	0.000	0.033
JUL Aa	0.067	0.923	0.000	0.192	0.000	0.000	0.038	0.000
JAN Aal	0.333	0.111	0.889	0.000	0.222	0.000	0.000	0.778
JUL Aal	0.625	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.250
JAN Af	0.800	0.067	0.333	0.300	0.100	0.033	0.000	0.467
JUL Af	0.688	0.125	0.250	0.375	0.063	0.000	0.000	0.625
JAN Bs	0.506	0.022	0.000	0.025	0.365	0.000	0.060	0.504
JUL Bs	0.719	0.188	0.000	0.047	0.047	0.047	0.000	0.453
JAN Cn	0.214	1.000	0.000	0.000	0.000	0.071	0.000	0.036
JUL Cn	0.167	0.833	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
JAN Ev	0.500	1.000	0.000	0.500	0.500	0.000	0.000	1.000
JUL Ev	0.300	1.000	0.000	0.167	0.167	0.000	0.000	1.000
JAN Gb	0.000	1.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000
JUL Gb	0.300	0.700	0.000	0.100	0.600	0.000	0.000	0.500
JAN Hy1	0.000	0.818	0.091	0.091	0.273	0.000	0.000	0.273
JUL Hy1	0.111	0.778	0.000	0.000	0.111	0.000	0.000	0.000
JAN Hym	0.000	1.000	0.000	0.000	0.500	0.000	0.000	0.333
JUL Hym	1.000	1.000	0.000	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000
JAN Ihe	0.833	0.833	0.000	0.000	0.000	0.167	0.000	1.000
JUL Ihe	0.778	1.000	0.000	0.111	0.000	0.000	0.000	0.889
JAN Km	0.327	0.404	0.019	0.615	0.538	0.000	0.000	0.327
JUL Km	0.409	0.432	0.023	0.364	0.261	0.000	0.000	0.739
JAN La	0.000	0.333	0.000	0.000	0.111	0.000	0.000	0.778
JUL La	0.429	0.857	0.000	0.000	0.286	0.000	0.000	1.000

Tabela IV, continuação

FO	Itens alimentares							
	1	2	3	4	5	6	7	8
JAN Lf	0.800	0.400	0.600	0.100	0.200	0.000	0.100	0.200
JUL Lf	1.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000
JAN Lo	0.700	0.500	0.450	0.050	0.050	0.000	0.000	0.450
JUL Lo	0.333	0.333	0.333	0.000	0.000	0.000	0.000	0.333
JAN Osp	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000
JUL Osp	0.273	0.727	0.000	0.636	0.091	0.000	0.000	0.273
JAN Pa	0.463	0.147	0.294	0.184	0.213	0.000	0.000	0.316
JUL Pa	0.342	0.329	0.101	0.038	0.203	0.000	0.000	0.608
JAN Pm	0.417	0.208	0.083	0.000	0.000	0.000	0.000	0.375
JUL Pm	0.500	0.417	0.167	0.167	0.167	0.000	0.000	0.667
JAN Sn	1.000	0.423	0.038	0.385	0.000	0.000	0.000	0.077
JUL Sn	0.962	1.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000

4 DISCUSSÃO

A grande heterogeneidade da família Characidae proporciona um número elevado de tipos de dietas dentro deste grupo (REIS *et al.*, 2003). Em geral, informações sobre a dieta devem ter certa abrangência espacial e temporal, englobando diferentes condições sazonais e trechos de determinado rio. Devido à elevada plasticidade trófica registrada para os peixes tropicais, é necessário que se atendam estas exigências mínimas para não haver erros quanto à caracterização da alimentação (MÉRONA & VIGOUROUX, 2006; AGOSTINHO *et al.*, 2009). As modificações que ocorrem no rio de maneira sazonal interferem na disponibilidade de habitat para os peixes, na taxa de oxigênio dissolvido e na produtividade do ambiente (ESTEVES & ARANHA, 1999).

Apesar da participação acentuada de sedimento e vegetal na dieta das espécies, há uma grande relação de troca de nutrientes entre os

ambientes aquáticos e terrestres (LUZ-AGOSTINHO *et al.*, 2006; WINEMILLER *et al.*, 2008). A turbidez, profundidade e turbulência dos rios, principalmente durante a época de chuvas dificultam a produtividade primária passando a depender de fontes alternativas de energia. A matéria orgânica que sustenta este ecossistema é proveniente do sistema terrestre e da matéria particulada que chega dos trechos superiores do rio (VANNOTE *et al.*, 1980).

O detrito é considerado um dos principais meios de fluxo energético e de nutrientes num sistema ripário devido à transformação da matéria orgânica (JUNK & WANTZEN, 2004). Para STASSEN *et al.* (2010), as espécies que consomem detritos e sedimento como *P. lineatus* possuem importante papel na ciclagem de nutrientes dos ecossistemas tropicais. Além de detritos este peixe também pode comer plânctons, como registrado na bacia do rio Paraná por ARAÚJO-LIMA *et al.* (1995). Estes autores também registraram a dieta iliófaga/detritívora para *Geophagus brasiliensis* e *Hypostomus aff. margaritifera*.

Sedimento e detrito também estão presentes na dieta de *C. nagelli*, *Hypostomus* sp1 e *Apareiodon affinis* em planícies de inundação do rio Paraná (GRAÇA & PAVANELLI, 2007), sendo consideradas espécies especialistas (CEMIG, 2000). As duas primeiras espécies tiveram a mesma dieta iliófaga quando coletados em córregos na bacia do rio Capivari, no sul de Minas Gerais (GANDINI, 2008). Nesse mesmo estudo, a dieta de *A. affinis* foi composta por sedimento e grande quantidade de algas.

Para *K. moenkhausii*, alga foi o item mais representativo na sua dieta, apesar de ingerir grande variedade de outros alimentos. Esta amplitude do espectro alimentar também foi observada por CENEVIVA-

BASTOS & CASATTI (2007) no alto rio Paraná. Porém, as autoras descreveram a espécie como oportunista modificando o hábito alimentar de acordo com características físicas e geomorfológicas do ambiente.

O oportunismo trófico está diretamente relacionado ao hábito onívoro, pois os peixes se alimentam de matéria orgânica vegetal ou animal, segundo suas disponibilidades. De acordo com ABELHA & GOULART (2004), *G. brasiliensis* demonstrou ser uma espécie oportunista, variando a dieta ao longo dos anos no reservatório de Capivari no estado do Paraná. Esta pode ser a principal explicação para a ingestão de algas, invertebrados e vegetal em julho, itens que não foram consumidos em janeiro por esta espécie.

Nos rios Tocantins e Paraná, grande parte dos piaus do gênero *Leporinus* não apresenta especialização da dieta, sendo consideradas onívoras como obtido neste estudo para *L. elongatus* e *L. friderici* (AGOSTINHO *et al.*, 2009; ABUJANRA *et al.*, 2009; CEMIG, 2000). Outras espécies como *Characidium zebra*, *Astyanax scabripinnis*, *A. aff. paranae* e *Cichlasoma paranaense*, que ingeriram itens variados não tiveram quantidade significativa de indivíduos coletados. Portanto, conclusões acerca da guilda trófica destes peixes devem ser bastante cautelosas apesar da alimentação de *A. aff. paranae* estar de acordo com BENNEMANN *et al.* (2006). Em estudo na bacia do rio Capivari, *A. scabripinnis* e *Cichlasoma facetum* foram consideradas detritívoras, enquanto *C. gomesi* ingeriu mais invertebrados aquáticos (GANDINI, 2008).

Em geral, a plasticidade trófica de algumas espécies pode ser um reflexo da abundância dos recursos alimentares que o meio oferece

(AGOSTINHO *et al.*, 2009). Apesar de o gênero *Pimelodus* ser considerado tipicamente de espécies piscívoras (GRAÇA & PAVANELLI, 2007; AGOSTINHO *et al.*, 2009; ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995), neste estudo *Pimelodus maculatus* consumiu grande variedade de itens. Na bacia do rio São Francisco e em outros trechos do rio Grande, ele também foi classificado como onívoro e com elevada ingestão de invertebrados, especialmente quironomídeos (CALLISTO *et al.*, 2002; CEMIG, 2006; CEMIG, 2000). Não foi possível detectar o item mais consumido por *Pimelodus heraldoi* porque foi coletado apenas um indivíduo desta espécie, mas seu conteúdo estomacal repleto de peixes está de acordo com a classificação dada ao gênero.

Para ABUJANRA *et al.* (2009), os invertebrados são as mais importantes fontes de alimento para *Iheringichthys labrosus* e *B. stramineus*. Apesar das diferenças obtidas neste estudo, é possível observar que uma pequena parcela dos itens ingeridos por estes peixes foi correspondente a invertebrados. Considerando a realização deste estudo em um rio de médio porte, a disponibilidade do recurso alimentar e o potencial de captura podem ser bastante diferenciados para as mesmas espécies em um ambiente de riachos ou planícies inundadas como estudado por ABUJANRA *et al.* (2009) e GANDINI (2008).

A herbivoria registrada para *S. nasutus* foi confirmada por CEMIG (2000) e ANDRADE & BRAGA (2005) em outras porções do rio Grande. A dieta diversificada de *Piabina argentea* proporcionou sua classificação onívora dada por GOMIERO & BRAGA (2008). Apesar de considerada herbívora, neste estudo podemos observar um consumo equilibrado de itens autóctones e alóctones, de origem vegetal ou animal. As mesmas

considerações podem ser feitas para *B. stramineus* que foi considerado insetívoro por BRANDÃO-GONÇALVES *et al.* (2009).

Foi registrado para *A. fasciatus*, maior consumo de plantas e insetos por ARAÚJO-LIMA *et al.* (1995) e POMPEU & GODINHO (2003), apesar de neste estudo ter sido maior a ingestão de frutos. Em córregos a base da dieta de *A. altiparanae* são insetos provenientes da vegetação ripária (CASATTI, 2002), mas em rios a espécie tende a se alimentar de uma grande variedade de itens podendo ser dispersora de sementes e em geral de hábito forrageiro (GOMIERO & BRAGA, 2003; CEMIG, 2000).

Mais de 60% da dieta de *Leporellus vittatus* e *Leporinus amblyrynchus* foi composta por invertebrados aquáticos. Grande quantidade de quironomídeos foi encontrada nos estômagos de *L. amblyrynchus* por CALLISTO *et al.* (2002) e MENDONÇA *et al.* (2004). *Eigenmannia virescens* também pode ser considerada invertívora segundo estudos feitos para indivíduos do mesmo gênero (ABUJANRA *et al.*, 2009; AGOSTINHO *et al.*, 2009).

Galeocharax knerii e *Hoplias lacerdae* foram considerados piscívoros em rios da bacia do Paraná e do Tocantins corroborando com os resultados encontrados sobre o item mais consumido por estas espécies neste estudo (ABUJANRA *et al.*, 2009; AGOSTINHO *et al.*, 2009), apesar da não inclusão de *H. lacerdae* na guilda piscívora.

As análises nMDS e Simper indicaram que a sazonalidade interfere na disponibilidade de vários itens. Contudo, algumas mudanças observadas podem ser devido à reduzida taxa de captura de certas espécies no mês de julho, diminuindo em consequência a importância do seu item preferencial na comunidade.

A redução de frutos e detritos, por exemplo, na alimentação de algumas espécies pode ser um reflexo da condição do ambiente na estação seca. O período de frutificação das plantas nativas da região é na primavera e verão, resultando em baixa oferta do recurso e conseqüentemente, redução do consumo de frutos pelos peixes (CAMPOS, 2007; SOUZA *et al.*, 2003). A espécie *A. altiparanae*, por exemplo, substituiu parte da matéria vegetal consumida na forma de frutos, por raízes e folhas de plantas.

A matéria orgânica proveniente de fontes alóctones e autóctones é reduzida na estação seca bem como as condições de umidade, temperatura e atividade biológica para fracionar esta matéria, o que induz ao decréscimo de detritos. A maioria das espécies analisadas reduziu o consumo de detritos a quase zero, exceto *L. amblyrhynchus*, *P. maculatus* e *Odontostilbe* sp.

A redução da quantidade de algas ingeridas foi praticamente irrelevante, apesar de ser esperada a proliferação delas pelo aumento na transparência da água (DAVIES *et al.*, 2008). O aumento deste item teve significativa importância apenas para a dieta de *G. brasiliensis*, *S. nasutus* e *E. virescens*.

ESTEVEES & ARANHA (1999) consideraram que os invertebrados como fonte de alimento estão suscetíveis as variações sazonais, principalmente devido ao efeito de arraste provocado pelas chuvas, o que pode ter favorecido a menor ocorrência deste item no mês de janeiro em comparação a julho. A elevação do consumo de invertebrados no mês de seca pode ter sido ocasionada por aumento nas densidades populacionais, pois não há um padrão de resposta para condições climáticas já que a

sazonalidade interfere de maneira diferente para cada grupo (JACOBSEN *et al.*, 2008). Os agrupamentos de invertebrados dependem de condições específicas para reprodução e a duração deste período não é necessariamente a mesma. A densidade de macroinvertebrados pode ser elevada no fim da estação chuvosa e início da estação seca, porque as chuvas fortes e a mudança nos níveis do rio no verão podem prejudicá-los provocando mortalidade além de modificar a disponibilidade de alimento. Então, estes organismos aquáticos podem ter um pico em densidade na estação seca, onde os fluxos são relativamente estáveis (JACOBSEN *et al.*, 2008; ALLAN & CASTILLO, 2007; CENEVIVA-BASTOS & CASATTI, 2007). Além disso, a maior parte dos invertebrados aquáticos encontrados nos estômagos são fases imaturas que durante a estação seca podem estar em processo de crescimento e desenvolvimento (JACOBSEN *et al.*, 2008).

A maior ocorrência de invertebrados nos conteúdos estomacais na estação seca foi observada para *K. moenkhausii*, *P. argentea*, *L. friderici* e *P. maculatus* que aumentaram consideravelmente a ingestão deste item, juntamente com *Odontostilbe sp* e *G. brasiliensis* que o incluíram na dieta. *L. amblyrhynchus* e *A. fasciatus* mantiveram o consumo elevado em julho.

Apesar do potencial aumento da produtividade primária dos rios na estação seca, as macrófitas não são comuns neste trecho de rio (observação pessoal). Portanto, a maior fonte de matéria vegetal durante a coleta de julho foi alóctone. A vegetação prevalecente na região é de cerrado de campo limpo e sujo além de uma parte de florestas estacionais semi-decíduais. A presença desta mata pode explicar o aumento do item vegetal nos conteúdos estomacais na estação seca, pois suas folhas

tendem a cair neste período (SOUZA *et al.*, 2003; IBGE, 2004). Este aumento se deu pela manutenção do forrageamento elevado pelos herbívoros *S. nasutus* e *B. stramineus*; além da maior ingestão por outras espécies como *A. altiparanae*, *G. brasiliensis*, *L. friderici* e *L. amblyrhynchus*.

O fluxo de água variante no período chuvoso e a combinação da elevada turbulência da água geram suspensão de sedimento e turbidez (DUDGEON, 2008). O maior acesso ao substrato e a transparência da água permitem o uso do sedimento como fonte alternativa de alimento para espécies onívoras ou com aparelho bucal apropriado que possibilite a captura deste item (POWER *et al.*, 1983). A quantidade de sedimento foi elevada na estação seca pela mudança na proporção em que foi consumido por *G. brasiliensis*, *L. amblyrhynchus*, *Odontostilbe sp* e *S. nasutus*.

A alimentação das espécies demonstrou ser boa indicadora da qualidade do habitat, pois os efeitos da sazonalidade foram observados em todos os níveis tróficos. Apesar do curto trecho de rio estudado, situado entre dois barramentos, as guildas puderam ser bem representadas indicando que os peixes estão conseguindo manter suas interações no meio impactado. A importância deste estudo está na ampliação do conhecimento sobre o hábito alimentar dos peixes e a flexibilidade potencial da dieta em virtude de modificações no fluxo de energia do meio.

5 REFERÊNCIAS

- ABELHA, M. C. F. & GOULART, E. 2004. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences** 26(1): 37-45.
- ABUJANRA, F.; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. 2009. Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 69(2): 469-479.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M. & GOMES, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology** 68(4, suppl.): 1119-1132.
- AGOSTINHO, C. A.; PELICICE, F. M. & MARQUES, E. E. 2009. **Reservatório de peixe angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna**. São Carlos, RiMa Editora. 188 p.
- ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. 2007. **Stream Ecology**. Structure and function of running Waters. Netherlands, Springer. 436p.
- ANDRADE, P. M. & BRAGA, F. M. S. 2005. Diet and feeding of fish from Grande river, located below the Volta Grande reservoir, MG-SP. **Brazilian Journal of Biology** 65(3): 377-385.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A. & FABRÉ, N. N. 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian Rivers and Reservoirs. *In*: TUNDISI, J. G.; BICUDO, J. C. E. M.; MATSUMURA-

- TUNDISI, T. eds. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro, ABC/SBL. p.105-136.
- BENNEMANN, S. T.; CASATTI, L. & OLIVEIRA, D. C. DE. 2006. Alimentação de peixes: proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos. **Biota Neotropica** 6(2): 1-8.
- BRANDÃO-GONÇALVES, L.; LIMA-JUNIOR, S. E. & SUAREZ, Y. R. 2009. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Biota Neotropica** 9(1): 135-143.
- CALLISTO, M.; VONO, V.; BARBOSA, F. R. & SANTEIRO, S. M. 2002. Chironomidae as a food resource for *Leporinus amblyrhynchus* (Teleostei: Characiformes) and *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Siluriformes) in a Brazilian reservoir. **Lundiana** 3(1): 67-73.
- CAMPOS, E. P. DE. 2007. **Fenologia e chuva de sementes em floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil**. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Viçosa. 65p.
- CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do parque estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica** 2(2): 1-14.
- CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L.; SANTOS H. F.; MELO, A. L. A.; MARTINS, L. S. F.; FERREIRA, K. M.; GIBRAN, F. Z.; BENINE, R. C.; CARVALHO, M.; RIBEIRO, A. C.; ABREU, T. X.; BOCKMANN, F. A.; PELIÇÃO, G. Z.; STOPIGLIA, R. & LANGEANI, F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica** 4(1): 57-95.

- CEMIG. 2000. **Guia Ilustrado da Bacia do Rio Grande**. Belo Horizonte, CEMIG/CETEC. 144p.
- CEMIG. 2006. **Guia ilustrado de peixes do rio São Francisco de Minas Gerais**. São Paulo, Empresa das Artes. 119p.
- CEMIG. 2010. **Rios de Minas**. Bacia do rio Grande. Disponível em: <www.portalpeixevivo.com.br/rios.asp>. Acesso em 10.11. 2010.
- CENEVIVA-BASTOS, M. & CASATTI, L. 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, **97**(1): 7-15.
- DAVIES, P. M.; BUNN, S. E. & HAMILTON, S. K. 2008. Primary Production in Tropical Streams and Rivers. *In*: DUDGEON, D. eds. **Tropical Stream Ecology**. Oxford, Elsevier. p.23-42.
- DUDGEON, D. 2008. **Tropical Stream Ecology**. Oxford, Elsevier. 370p.
- ESTEVES, K. E. & ARANHA, J. M. R. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. *In*: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. & PERES-NETO, P. R. eds. **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, 6. Rio de Janeiro, PPGE-EFRJ. p.157-182.
- GANDINI, C. V. 2008. **Alimentação das espécies de peixes do Alto rio Capivari, Bacia do rio Grande, MG**. Monografia de conclusão de curso - Universidade Federal de Lavras. 46p.
- GOMERO, L. M.; BRAGA, F. M. DE S. 2003. O lambari *Astyanax altiparane* (Characidae) pode ser um dispersor de sementes? **Acta Scientiarum**. Biological Sciences, **25**(2): 353-360.

- GOMIERO, L. M. & BRAGA, F. M. DE S. 2008. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Biota Neotropica** 8(1): 41-47.
- GRAÇA, W. J. DA & PAVANELLI, C. S. 2007. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá, EDUEM. 241p.
- HAHN, N. S. & FUGI, R. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis** 11(4): 469-480.
- IBGE. 2004. **Cartas e mapas**. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Cartas_e_Mapas/Mapas_Murais/>. Acesso em 08 de novembro de 2010.
- IGAM. 2010. **Unidades de Planejamento / Bacia do rio Grande**. Disponível em : <http://www.igam.mg.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=150&Itemid=140>. Acesso em 10.11.2010.
- JACOBSEN, D.; CRESSA, C.; MATHOOKO, J. M. & DUDGEON, D. 2008. Macroinvertebrates: Composition, Life Histories and Production. *In*: DUDGEON, D. eds. **Tropical Stream Ecology**. Oxford, Elsevier. p.65-105.
- JUNK, W. J. & WANTZEN, K. M. 2004. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications - an update. *In*: WELCOMME, R. & PETR, T. eds. **Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries** 16: 117-149.

- KAWAKAMI, E. & VAZZOLER, G. 1980. Método gráfico e estimativa de Índice Alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim Institute of Oceanography** **29**(2): 205-207.
- LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; BINI, L. M.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A. & JÚLIO JR., H. F. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology** **4**(1): 61-68.
- MENDONÇA, F. P. DE; HAHN, N. S. & LOUREIRO-CRIPPA, V. E. 2004. Feeding aspects of *Leporinus amblyrhynchus*(Characiformes: Anostomidae) in the first stages of formation of a Neotropical reservoir, Brazil. **Neotropical Ichthyology** **2**(3): 145-150.
- MÉRONA, B. DE & VIGOUROUX, R. 2006. Diet changes in fish species from a large reservoir in South America and their impact on the trophic structure of fish assemblages (Petit-Saut Dam, French Guiana). **Annales de Limnologie -International Journal of Limnology** **42**(1): 53-61.
- MUGNAI, R., J. L. NESSIMIAN & D. F. BAPTISTA. 2010. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books. 176p.
- POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGARD, K. L.; RICHTER, B. D.; SPARKS, R. E. & STROMBERG, J. C. 1997. The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience** **47**(11): 769-784.
- POMPEU, P. S. & H. P. GODINHO. 2003. Dieta e estrutura trófica das comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São

- Francisco. In: H. P. GODINHO & A. L. GODINHO (org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte, PUC Minas. p.183-194.
- POMPEU, P. DOS S.; REIS, L. S. DOS; GANDINI, C. V.; SOUZA, R. C. R. DE & FAVERO, J. M. del. 2009. The ichthyofauna of upper rio Capivari: defining conservation strategies based on the composition and distribution of fish species. **Neotropical Ichthyology** 7(4): 659-666.
- POWER, M. E. 1983. Grazing responses of tropical freshwater fishes to different scales of variation in their food. **Environmental Biology of Fishes** 9(2): 103-115.
- REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR., C. J. 2003. **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Alegre, EDIPUCRS. 742 p.
- ROLAN-PEREZ, G.R. 1988. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Fen, Colciencias. 217p.
- SOUZA, J. S.; SANTO, F. DEL BON E.; FONTES, M. A. L. ; OLIVEIRA FILHO, A. T. ; BOTEZELLI, L. 2003. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras, MG. **Revista Árvore** 27(2): 185-206.
- STASSEN, M. J. M.; VAN DE VEN M. W. P. M.; VAN DER HEIDE, T.; HIZA, M. A. G.; VAN DER VELDE, G. & SMOLDERS, A. J. P. 2010. Population dynamics of the migratory fish *Prochilodus lineatus* in a neotropical river: the relationships with river discharge, flood pulse, El Niño and fluvial megafan behaviour. **Neotropical Ichthyology** 8(1): 113-122.

- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & GUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **37**(1): 130-137.
- WARD, H. B.; WHIPPLE, G. C. 1959. **Freshwater biology**. New York, John Wiley and Sons Inc. 1248p.
- WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A. & CARAMASCHI, E. P. 2008. Fish Ecology in Tropical Streams. *In*: DUDGEON, D. eds. **Tropical Stream Ecology**. Oxford, Elsevier. p.107-146.
- ZAMBALDI, L. P. L. 2010. **Caracterização multitemporal das planícies de inundação dos rios Grande e Aiuruoca através da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e SIG**. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras. 113p.

Artigo redigido segundo normas exigidas pela Revista Iheringia- Série Zoologia, versão preliminar.

ARTIGO 2

**AVALIAÇÃO DA DIETA DE PEIXES DO RIO GRANDE SOB
FLUTUAÇÃO DE VAZÃO, À JUSANTE DA USINA HIDRELÉTRICA
ITUTINGA, REGIÃO SUL DE MINAS GERAIS, BRASIL**

Resumo O impacto da manipulação da vazão do rio pelas barragens, ainda é muito pouco entendido. O estudo da dieta dos peixes submetidos a esta variação permitiu testar as seguintes hipóteses: flutuações diárias produzirão mudanças na dieta; espécies especialistas apresentarão menor mudança nestas condições, e diferenças sazonais na dieta serão menos nítidas sob variações de vazão. Os peixes coletados no rio Grande, à jusante de Itutinga, em janeiro e julho de 2010 com redes de emalhar e arrasto, foram fixados para análise estomacal. A vazão do rio foi elevada em 80m³ entre as 18 e 22 h nos dois períodos. A dieta foi caracterizada pelo índice alimentar (IA) e pelo teste de X². Foram utilizados o nMDS, SIMPER e ANOSIM para comparar as dietas por guilda trófica sob diferentes vazões, com maior detalhamento dos invertívoros. O mesmo foi feito para *P. argentea* e *B. stramineus* com dados diários. A sazonalidade e vazão resultaram em diferenças na dieta de várias guildas, com redução na ocorrência de sedimento, alga e invertebrados pela flutuação da vazão em janeiro e aumento de frutos em julho. Houve redução dos invertebrados com a flutuação nos dois períodos. Em geral, a variação diária mostrou forte efeito da vazão para *P. argentea* em janeiro. A abundância do alimento varia naturalmente devido à sazonalidade, estimulando respostas diferenciadas quanto à dieta. A flutuação gera este mesmo efeito, porém diariamente e com maior intensidade, provocando arraste de matéria orgânica e sedimento, o que em longo prazo pode resultar em outras alterações.

Palavras-chave Ictiofauna. Alimentação. Rio Grande. Vazão flutuante.

Abstract The impact of the manipulation of river flow by dams is almost unknown. The study of fish diet over daily flow variations allowed to test the following hypotheses: daily fluctuations will produce changes in diet, species specialist will present minor changes in these conditions, and seasonal differences in diet will be less sharp with variations in flow. Fish were sampled in the Grande river, between the hydroelectric plants Funil and Itutinga in January and July 2010 with gill nets and seines, and were fixed for stomach analysis. The river flow was increased in 80m³ between 18 and 22hs. The diet was characterized by feeding index (IA) and preferences determined by X² test. We used the NMDS, SIMPER and ANOSIM to compare the diets by trophic guild under different flow rates, with greater detail on invertivore. The same was performed for *P. argentea* and *B. stramineus* with daily data. The seasonality and flow resulted in differences in the diet of various guilds, with fewer occurrences of sediment, algae and invertebrates over fluctuation of the flow in January and an increase on fruit in July. There was a reduction of invertebrates with the fluctuation in the two seasons. In general, the daily assessment showed a strong effect of flow on *P. argentea* in January. Food items varies naturally due to seasonality, promoting responses differed relative on diet. The fluctuation generates this same effect, but daily and with greater intensity, causing drag of organic matter and sediment, which in the long term may have other consequences.

Keywords Fish fauna. Feeding. Grande river. Floating flow.

1 INTRODUÇÃO

Os rios brasileiros têm sido seriamente comprometidos por ações antrópicas. A expansão urbana e industrial, a destruição da vegetação ciliar, o despejo de esgoto e produtos químicos, além da introdução de espécies não nativas, tem sido frequentemente os grandes problemas que ameaçam a biodiversidade aquática no alto curso do rio Paraná (Agostinho et al., 2008). No entanto, a construção de usinas hidrelétricas está entre as ações mais impactantes para o ecossistema aquático (Andrade & Braga, 2005; Mérona & Vigouroux, 2006; Agostinho et al., 2008, Postel & Richter, 2003) e, apesar de ainda pouco estudados, os efeitos negativos à jusante dos barramentos são evidentes (Agostinho et al., 2008).

A construção de barragens altera o habitat físico pela retenção de sedimento e nutrientes no reservatório, controle da vazão à jusante do empreendimento, alteração do caráter migratório de algumas espécies de peixes e mudança na conectividade entre habitats aquáticos e potencialmente alagáveis (Poff et al., 1996, 1997; Agostinho et al., 2008). Dentre estes, o controle da vazão pode ser considerado o fator de maior impacto para a comunidade, pois a magnitude, frequência, duração e previsibilidade do fluxo de água são as características mais importantes na regulação dos processos ecológicos (Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002). Alguns métodos de determinação de vazão visam calcular medidas de referência para os rios criando fluxos chamados de ecológicos. Essa vazão ecológica associada a dados bióticos pode diminuir os impactos causados pelas usinas, mantendo um fluxo de água à jusante que atenda às necessidades do maior número de espécies possível (Collischonn et al., 2006).

A flutuação natural da vazão de um rio aumenta a heterogeneidade dos habitats e mantém a riqueza e complexidade das comunidades biológicas. Mas o fluxo criado pela usina para atender às exigências energéticas não possui o

mesmo efeito pela intensidade e imprevisibilidade dos fenômenos (Poff et al., 1997). Em rios sujeitos a controle para geração de energia, as mudanças são rápidas e favorecem apenas espécies com elevada plasticidade capazes de buscar uma fonte energética alternativa e de explorar outros ambientes (Mérona & Vigouroux, 2006; Hahn & Fugi, 2007).

Para atender às variações diárias na demanda energética, boa parte das usinas aumenta a geração de energia por volta das 18 h, elevando a quantidade de água liberada pelas turbinas e reduzindo novamente por volta das 22 horas.

Estudos realizados em vários países indicam que variações bruscas no nível fluviométrico são responsáveis pelo empobrecimento das comunidades aquáticas dos ambientes lóticos à jusante de barramentos. Os fatores responsáveis por estas mudanças não são claramente entendidos, mas têm sido relacionados com mudanças nas condições do habitat hidráulico (Gore, 1994). Entre as alterações observadas estão aquelas associadas ao arraste dos organismos, mudanças na taxa de recrutamento e na condição nutricional de algumas espécies (Gore, 1977; Corrarino & Brusven, 1983; Perry & Perry, 1986; DeJalon et al., 1988).

Diante de tantos impactos, a alimentação dos peixes tem merecido importante destaque na manipulação de dados associados à barragens, na tentativa de compreender seus principais efeitos sobre os cursos d'água (Mérona & Vigouroux, 2006; Hahn & Fugi, 2007). Entender como a vazão pode influenciar as interações em uma teia trófica é uma das premissas básicas para implementar ações que efetivamente auxiliem na conservação das espécies reduzindo o impacto causado pela usina hidrelétrica (Poff et al., 1996).

Através do estudo da dieta de peixes submetidos a grandes variações de vazão nas estações seca e chuvosa, este trabalho teve como objetivo testar as seguintes hipóteses: grandes flutuações diárias de vazão produzirão mudanças na dieta das espécies de peixes; espécies especialistas irão apresentar menor

mudança na dieta devido à variação de vazão, e diferenças sazonais na dieta serão menos nítidas em períodos sob influência de variações de vazão.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O rio Grande junto ao Paranaíba é um dos principais formadores do Rio Paraná, que é o segundo em extensão na América Latina. Nasce na Serra da Mantiqueira, na divisão entre os estados de Minas Gerais e São Paulo e aproximadamente 60% de sua área está dentro do território mineiro. Seus principais afluentes são os rios Aiuruoca, cuja nascente fica em Itamonte; das Mortes, que nasce entre Barbacena e Senhora dos Remédios; Jacaré na Serra do Galba; e em São Paulo, os rios Sapucaí, com sua nascente na Serra da Mantiqueira e Pardo, que nasce em Ipuíuna (Cemig, 2010).

Na bacia do rio Grande já foram registradas aproximadamente 105 espécies de peixes podendo este número ser ainda maior, sendo que muitas delas são consideradas raras ou endêmicas (Pompeu et al., 2009).

A região de abrangência do rio possui o cerrado como fito fisionomia, com médias anuais de temperatura entre 19 °C e 21 °C. O clima é classificado como semi-úmido, apresentando de 4 a 5 meses de seca e chuvas de 1200 a 1500 mm anuais (Pompeu et al., 2009; Igam, 2010).

A bacia de drenagem do rio Grande é de aproximadamente 143.000 Km², sendo boa parte de seu curso usada para produção de energia elétrica (Cemig, 2000). A usina hidrelétrica de Itutinga é uma delas e está localizada na região sul de Minas Gerais, no município de Itutinga (Fig. 1). Iniciou sua operação em 1955 e possui um volume útil de reservatório de apenas 7 hm³ (Cemig, 2010). Cerca de 20 km à jusante da usina está situado o reservatório de Funil, nos municípios de Perdões e Lavras, que iniciou sua operação em 2002.

O trecho estudado está localizado a aproximadamente 3 km à jusante do reservatório de Itutinga, (535368 W, 7647367 N; 850 m de altitude) compreendendo habitats de corredeira e remanso, sem receber grandes contribuições de afluentes (Fig. 1).

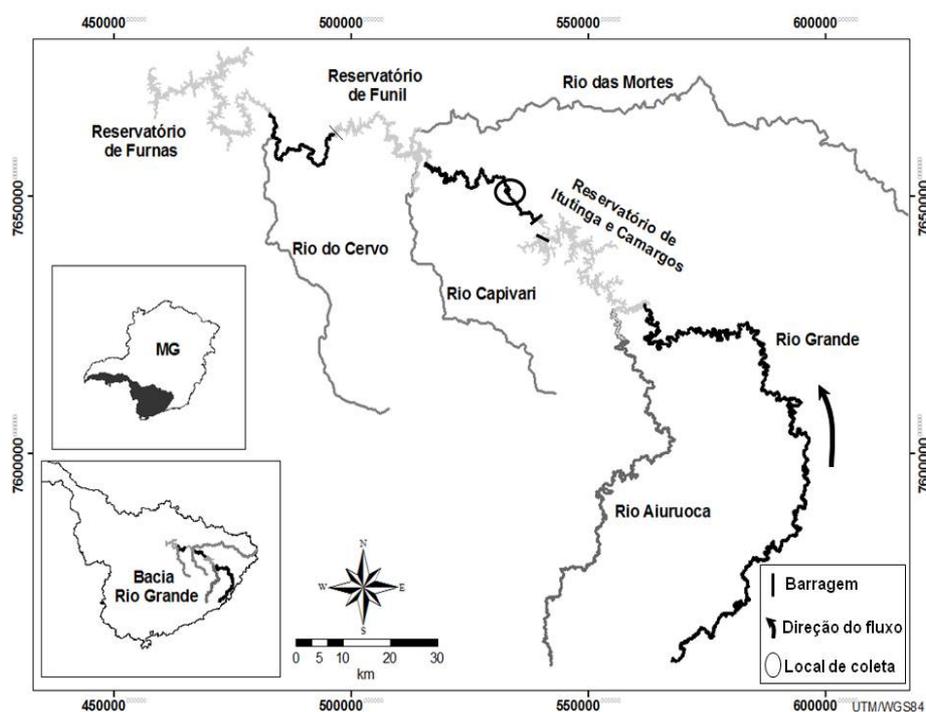


Fig. 1 Desenho esquemático da Bacia do Rio Grande com os principais barramentos, evidenciando pelo círculo preto o trecho do rio Grande que foi amostrado pelo trabalho em questão, à jusante da Usina Hidrelétrica Itutinga, região sul de Minas Gerais (Adaptado de Zambaldi, 2010).

2.2 Modulação das vazões

Durante o período de amostragem, a operação na usina de Itutinga foi efetuada de forma a atender os objetivos deste estudo. Inicialmente, foi mantida por 36 dias vazão próxima à média mensal histórica para a região, de $350 \text{ m}^3/\text{s}$ e $100 \text{ m}^3/\text{s}$ para os meses de janeiro e julho de 2010, respectivamente. Após este período, ao longo de 8 dias, foram implementadas flutuações diárias no rio, com

o acréscimo de geração em $80 \text{ m}^3/\text{s}$ das 18 às 22 horas. Assim, durante quatro horas por dia, a vazão do rio passou de 350 para $430 \text{ m}^3/\text{s}$ no mês de janeiro e de 100 para $180 \text{ m}^3/\text{s}$ em julho.

As coletas de peixes se iniciaram após os 30 primeiros dias de vazão modulada, contemplando seis dias de vazão fixa na média mensal e 8 dias com flutuação diária. Consideramos então 4 diferentes períodos de amostragem: janeiro com vazão estável, janeiro com flutuação de vazão e as mesmas condições no mês de julho.

2.3 Amostragem

Os peixes foram capturados com redes de emalhar e arrasto durante os 14 dias de amostragem em janeiro e julho de 2010, utilizando dois conjuntos de rede ao longo do estudo com malhas entre 2,4 cm e 16 cm entre nós opostos. As redes, que possuíam 10 m de comprimento e aproximadamente 1,6 m de altura, foram vistoriadas a cada 12 horas; às 6 e 18 horas. As redes de arrasto, contendo 6 m de largura e 1,5 m de altura, foram utilizadas todos os dias às 6, 14 e às 22 horas.

Todos os peixes coletados foram fixados em formol 10% e posteriormente conservados em álcool 70%. Em campo, os indivíduos foram identificados, pesados, medidos e etiquetados. Alguns, escolhidos aleatoriamente, foram dissecados para análise do conteúdo estomacal e os itens alimentares foram identificados em estereomicroscópio e pesados. Literatura especializada foi empregada para auxiliar na taxonomia dos grupos de organismos encontrados nos estômagos (Mugnai et al., 2010; Rolan-Pérez, 1988; Ward & Whipple, 1959).

Os conteúdos estomacais foram separados em categorias, sendo que, dentro da categoria vegetal estão incluídas todas as partes de uma planta, exceto frutos e sementes. Matéria orgânica em decomposição cuja origem vegetal ou animal não se pode afirmar foi denominada detrito.

2.4 Análises estatísticas

Para caracterização da dieta das espécies foi utilizado o Índice Alimentar (IA) proposto por Kawakami & Vazzoler (1980). Este índice combina a frequência de ocorrência (F_i = número de vezes em que o item i ocorreu, dividido pelo número total de estômagos com alimento) e o peso relativo (P_i = somatório do peso do item i dividido pelo somatório do peso de todos os itens) de cada item, segundo a fórmula:

$$IA_i = (F_i \cdot P_i) / \sum_{i=1}^n F_i \cdot P_i$$

onde IA_i = índice alimentar do item i ; F_i = frequência de ocorrência do item i e P_i = peso do item i .

Usando o teste de X^2 a proporção ingerida dos principais itens alimentares (obtida pelo IA) foi comparada, a fim de verificar o item mais consumido por cada espécie e a guilda trófica a que pertence. Esta análise foi feita no programa Statistica (versão 7.0). Para a comunidade como um todo e para cada guilda alimentar foram comparadas as dietas entre os quatro períodos estudados (de chuvas e seca, com vazão estável e vazão flutuando). Tal comparação foi realizada através da análise multivariada nMDS (nonmetric multidimensional scaling), utilizando o programa estatístico Past e o índice de Bray-Curtis, sendo as diferenças entre os grupos testadas através de ANOSIM. A avaliação de quais itens foram responsáveis por eventuais diferenças foi realizada através da análise de SIMPER. Esta análise também foi empregada para a guilda dos invertívoros para se avaliar mudanças na abundância de itens ingeridos entre os quatro períodos de estudo, mas em menor nível taxonômico.

Mesma sequência de análises foi realizada separadamente para as espécies *Piabina argentea* e *Bryconamericus stramineus* com os dados diários de dieta ao longo dos quatro períodos estudados, utilizando-se, apenas,

exemplares capturados nos arrastos realizados às 22 horas, período com a maior flutuação de vazão.

3 RESULTADOS

Foram analisados estômagos de 17 espécies de peixes, pertencentes às ordens Characiformes, Gymnotiformes e Siluriformes (Tabela 1). Mais de 60% dos indivíduos analisados pertencem à família Characidae, com representantes das guildas frugívora, herbívora, algívora e piscívora.

As espécies *Leporinus amblyrhynchus* e *Eigenmannia virescens*, que consumiram basicamente invertebrados aquáticos, foram consideradas invertívoras. Além destas, *L. elongatus*, *Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus* também consumiram invertebrados, mas foram consideradas onívoras por não apresentarem diferenças significativas na quantidade ingerida em relação a outros itens.

O consumo de algas foi representativo apenas para *Knodus moenkhausii* sendo que este item também esteve presente em pequena quantidade nos estômagos de espécies herbívoras como *Schizodon nasutus*, *Piabina argentea* e *Bryconamericus stramineus*. Outro item de origem vegetal, o fruto, foi o principal componente da dieta de *Astyanax altiparanae*, *A. fasciatus* e *L. octofasciatus*.

Tabela 1 Espécies de peixes cujas dietas foram analisadas e a separação delas em guildas tróficas baseada no teste de X^2 para os valores do índice alimentar obtidos nos períodos de vazão estável. As espécies foram coletadas em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais.

Táxon	Guilda trófica	X^2
Ordem Characiformes		
Familia Anostomidae		
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987	invertívora	p=0.012
<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes, 1850	onívora	p=0.658
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	frugívora	p=0.006
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	herbívora	p<0.001

Tabela 1, continuação

Táxon	Guilda trófica	X ²
Familia Characidae		
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	frugívora	p=0.009
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	frugívora	p<0.001
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann 1908	herbívora	p<0.001
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	piscívoro	p<0.001
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	algívora	p<0.001
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	herbívora	p<0.001
Familia Curimatidae		
<i>Cyphocharax nagelii</i> (Steindachner, 1881)	iliófaga	p<0.001
Familia Parodontidae		
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	iliófaga	p<0.001
Ordem Gymnotiformes		
Familia Sternopygidae		
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	invertívora	p<0.001
Ordem Siluriformes		
Familia Loricariidae		
<i>Hypostomus</i> aff. <i>margaritifer</i> (Regan, 1908)	detritívora/iliófaga	p=0.131
<i>Hypostomus</i> sp1	iliófaga	p<0.001
Familia Pimelodidae		
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	onívora	p=0.057
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803	onívora	p=0.825

Os peixes que se alimentaram de detritos e sedimento foram *Hypostomus* sp1, *H. margaritifer*, *Apareiodon affinis* e *Cyphocharax nagelii*, que são considerados raspadores de rochas e substratos. Para algumas destas espécies uma pequena quantidade de algas e vegetais foi encontrada nos estômagos.

Foi observada grande sobreposição no espaço representado pela dieta das espécies (nMDS) nos quatro períodos estudados, seja para a comunidade como um todo (Fig. 2A), seja para cada guilda avaliada separadamente (Figs. 2B a 2F), não havendo diferenças significativas entre os grupos (ANOSIM).

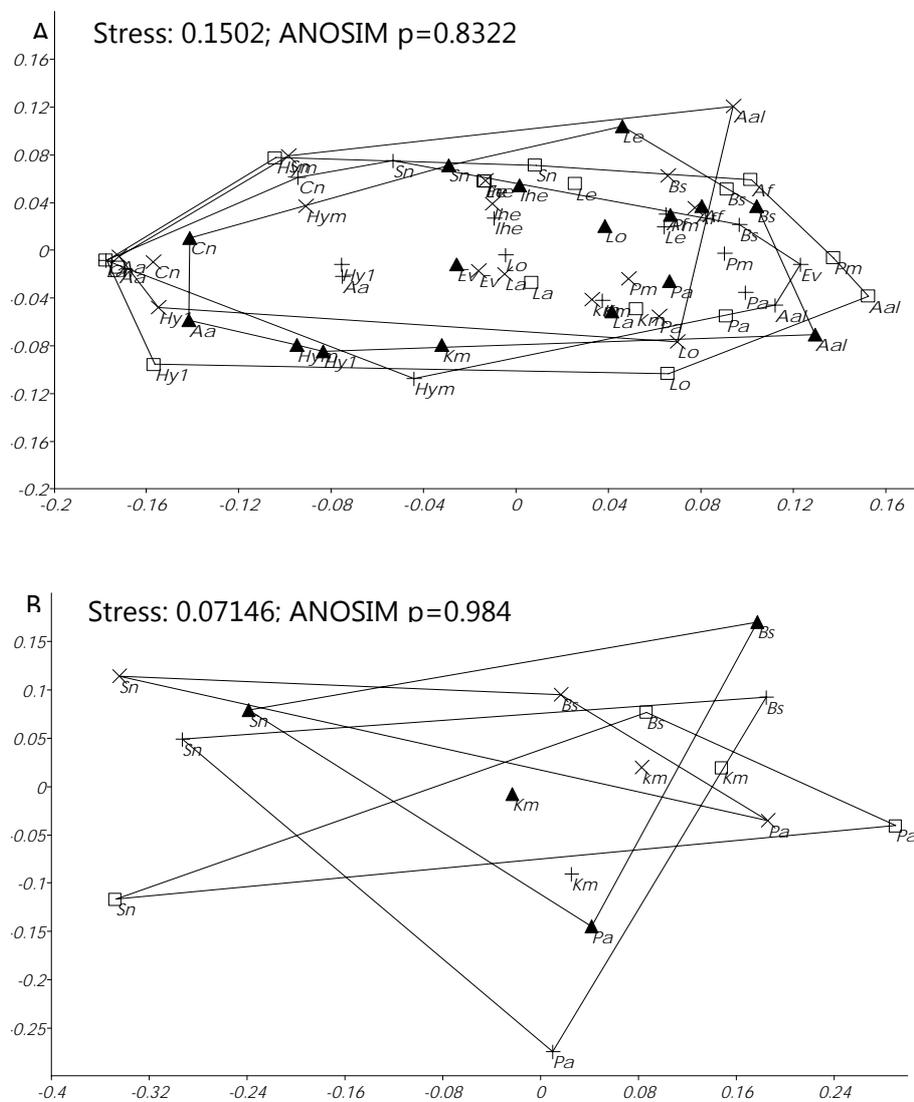


Fig. 2 Resultado da análise multivariada nMDS (nonmetric multidimensional scaling) e ANOSIM para os peixes coletados em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais. Os símbolos ▲ e + representam, respectivamente, janeiro com vazão estável (período 1) e com vazão flutuante (período 2); X e □ se referem a julho sem flutuação (período 3) e com flutuação (período 4). A- Todos os peixes, B- Algívoros e herbívoros.

Figura 2, continuação

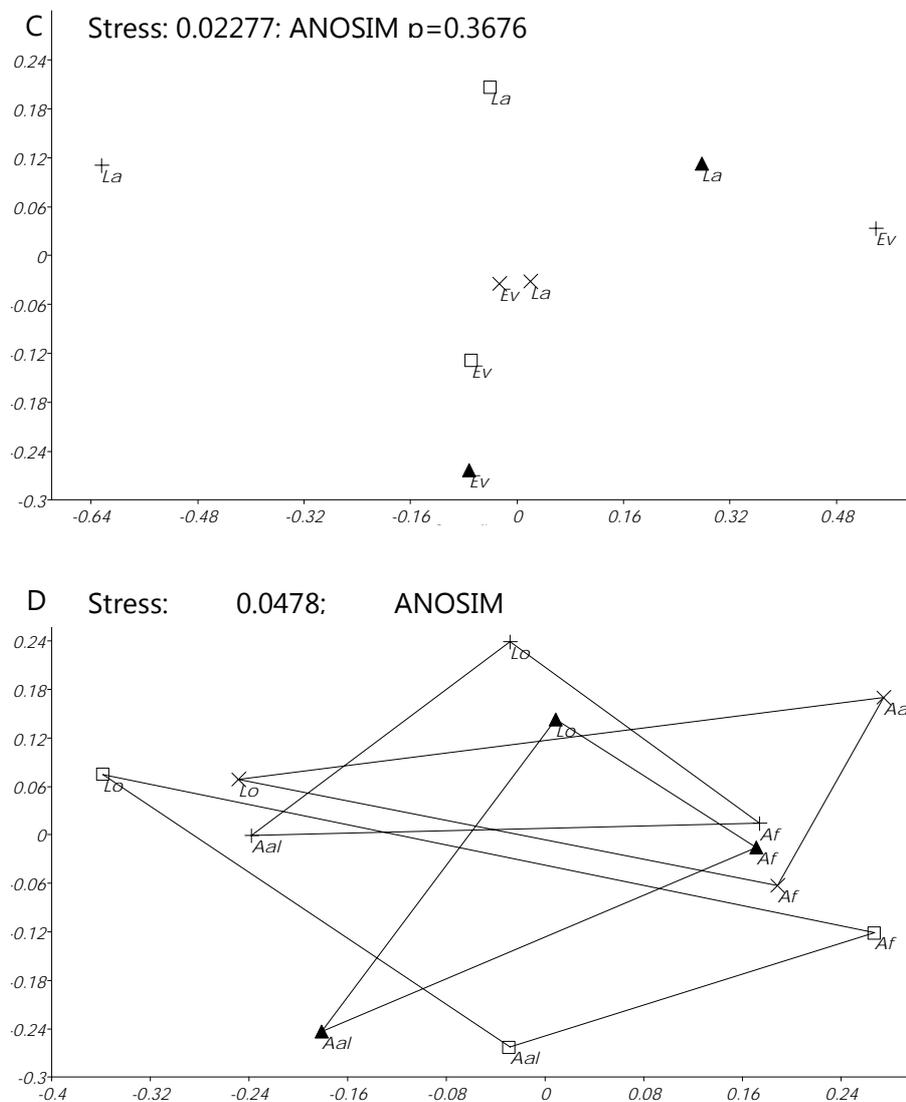


Fig. 2 Resultado da análise multivariada nMDS (nonmetric multidimensional scaling) e ANOSIM para os peixes coletados em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais. Os símbolos ▲ e + representam, respectivamente, janeiro com vazão estável (período 1) e com vazão flutuante (período 2); X e □ se referem a julho sem flutuação (período 3) e com flutuação (período 4). C- Invertívoros, D- Frugívoros.

Figura 2, continuação

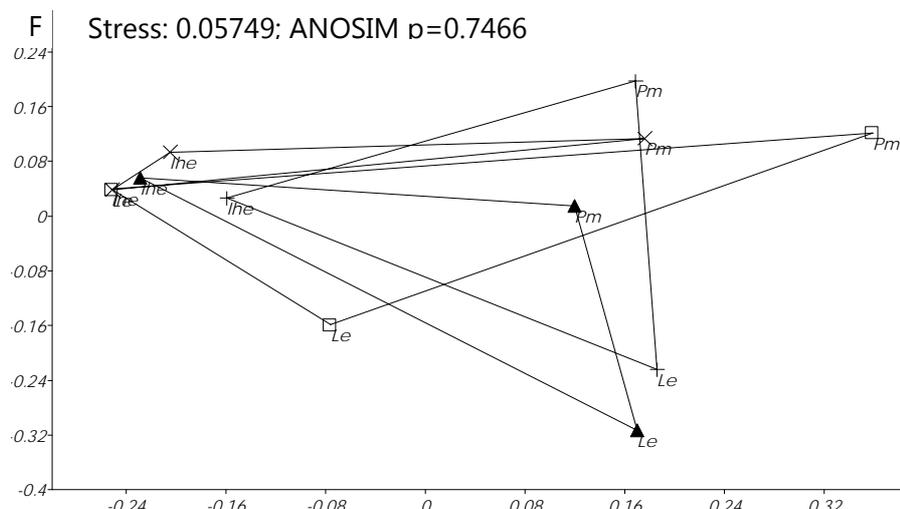
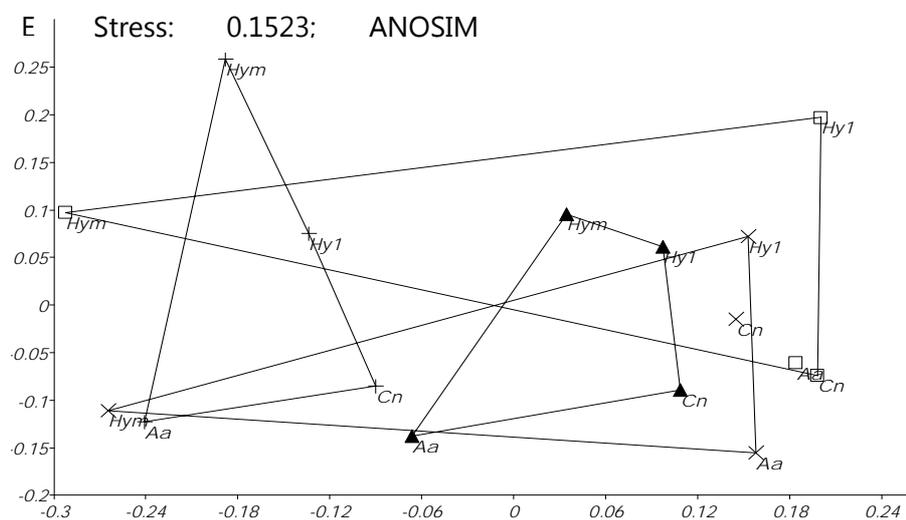


Fig. 2 Resultado da análise multivariada nMDS (nonmetric multidimensional scaling) e ANOSIM para os peixes coletados em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais. Os símbolos ▲ e + representam, respectivamente, janeiro com vazão estável (período 1) e com vazão flutuante (período 2); X e □ se referem a julho sem flutuação (período 3) e com flutuação (período 4). E- Iliófagos/detrítívoros, F- Onívoros.

Apesar disso, puderam ser observadas variações na frequência média de ocorrência de itens como vegetais, invertebrados e sedimento nos conteúdos estomacais devido à sazonalidade e ao efeito da vazão (Fig. 3A).

Para a maioria das guildas, flutuações em janeiro resultaram em queda na ocorrência de sedimento (exceto para os peixes frugívoros), invertebrados (com exceção dos onívoros) e alga (excluindo as guildas frugívora e onívora), enquanto que a ingestão de frutos e vegetais reduziu apenas para os peixes frugívoros e invertívoros, respectivamente.

No mês de julho, do período 3 para 4, apenas o item fruto teve o consumo elevado para todas as guildas. As espécies pertencentes às guildas E, C e F, B e D, foram as únicas que consumiram maior quantidade de sedimento, vegetal e invertebrados, respectivamente, na transição citada acima.

Ao avaliar a ingestão de invertebrados pelos invertívoros em níveis taxonômicos mais detalhados, observou-se que a maioria dos grupos destes organismos teve redução significativa após o início das flutuações de vazão (Tabela 2). Apenas em julho, nestas condições, foi observado aumento do consumo de ceratopogonídeos, adultos de Trichoptera e ácaros.

Quando comparada a alimentação diária de *P. argentea* e *B. stramineus* às 22 horas, foi observado forte efeito sazonal na alimentação, sendo que flutuações de vazão em janeiro foram capazes de alterar significativamente a dieta de *Piabina argentea* (Tabela 3; Fig. 4A e B).

Para *P. argentea* e *B. stramineus* diferenças sazonais ocorreram devido principalmente à redução no consumo de frutos e detrito de janeiro para julho, respectivamente, enquanto que a variação de vazão em janeiro provocou, para *P. argentea*, mudança significativa na proporção de ingestão da maioria dos itens alimentares (Tabela 4).

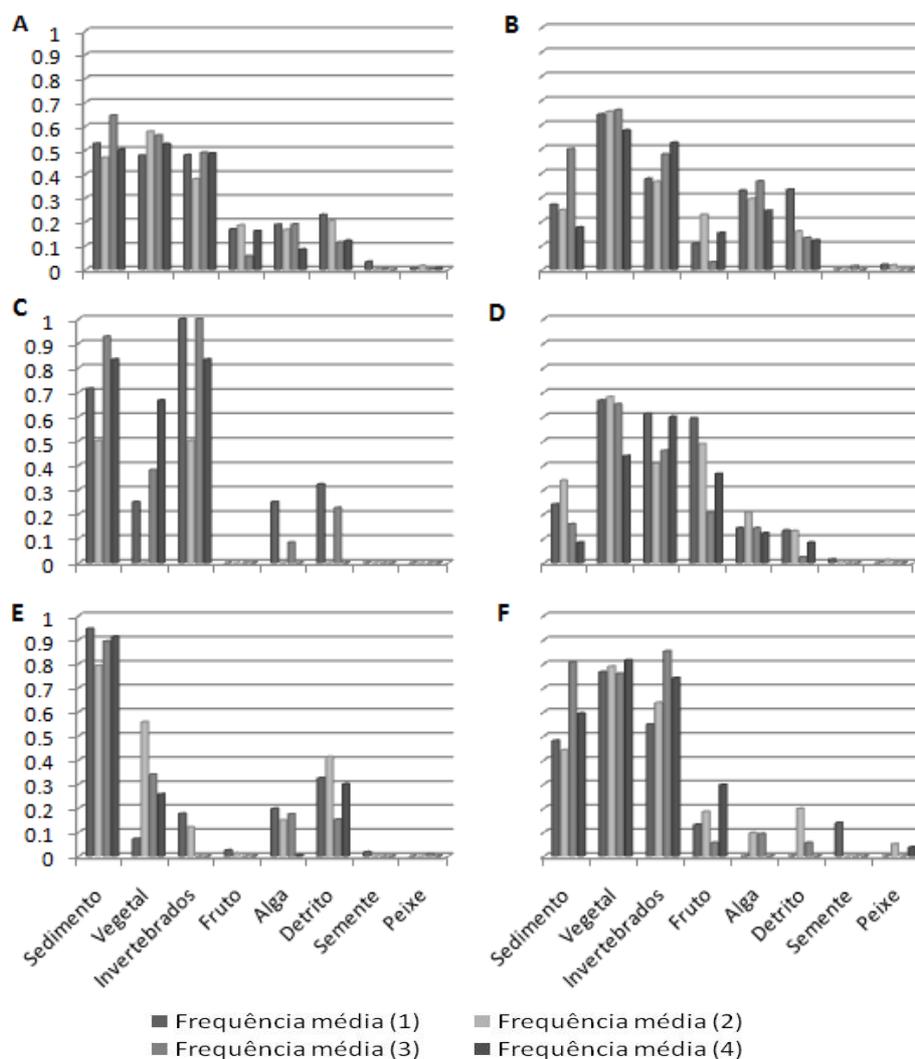


Fig. 3 Variação na frequência média dos itens alimentares em janeiro e julho de 2010 (do período 1 ao 4), baseada na análise de SIMPER, considerando os períodos de amostragem com vazão constante e flutuando noturnamente à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais. A- Todos os peixes, B- Algívoros e herbívoros, C- Invertívoros, D- Frugívoros, E- Iliófagos/detrítívoros, F- Onívoros. Frequência média 1, 2, 3 e 4: frequência média de ocorrência dos itens alimentares no período 1(janeiro sem flutuação de vazão), período 2 (janeiro com flutuação), período 3 (julho sem flutuação de vazão) e período 4 (julho com flutuação), respectivamente.

Tabela 2 Variação na frequência média de ocorrência de invertebrados dos conteúdos estomacais nos 4 períodos de amostragem, baseado na análise de SIMPER, em janeiro e julho de 2010 à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais. Os números entre parênteses se referem ao período de coleta: janeiro com vazão estável (período 1) e com vazão flutuante (período 2), julho sem flutuação (período 3) e com flutuação (período 4).

Item	Frequência média (1)	Frequência média (2)	Frequência média (3)	Frequência média (4)
Chironomidae	0.722	0.5	0.928	0.666
Diptera jovem	0.361	0	0.643	0.666
Larva de Trichoptera	0.834	0.5	0.773	0.334
Ácari	0.5	0	0.416	0.5
Simuliidae	0.305	0	0.405	0
Ephemeroptera	0.25	0	0.369	0.334
Ceratopogonidae	0.25	0	0.238	0.666
Trichoptera adulto	0	0	0	0.167
Diptera adulto	0.25	0	0	0
Larva de Coleoptera	0.0555	0	0	0
Araneae	0.0555	0	0	0
Mollusca	0	0	0.0715	0

Tabela 3 Resultados para o ANOSIM considerando a frequência de ocorrência diária dos itens alimentares na dieta de *Piabina argentea* e *Bryconamericus stramineus* ao comparar os 4 períodos de amostragem: janeiro com vazão estável (período 1) e com vazão flutuante (período 2), julho sem flutuação (período 3) e com flutuação (período 4).

Período	Espécies	
	<i>P. argentea</i>	<i>B. stramineus</i>
1x2	p=0.0028	p=0.1507
1x3	p=0.0038	p=0.0006
3x4	p=0.3185	p=0.3211

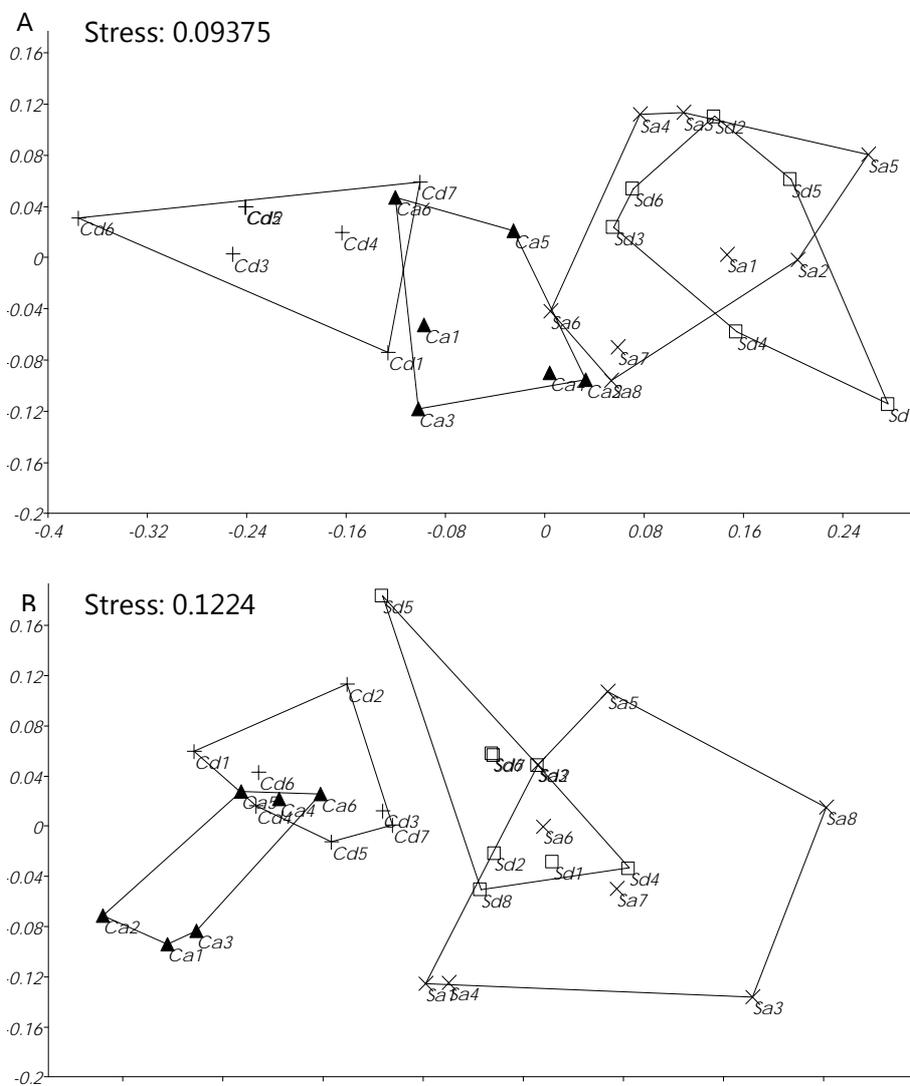


Fig. 4 Resultado da análise multivariada (nMDS) para *Piabina argentea* (A) e *Bryconamericus stramineus* (B) coletados às 22 h em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais. Cada ponto representa um dia de amostragem, e os símbolos \blacktriangle e $+$ representam, respectivamente, janeiro com vazão estável (período 1) e com vazão fluctuante (período 2); enquanto X e \square se referem a julho sem flutuação (período 3) e com flutuação (período 4). As letras C e S estão indicando os meses de seca e chuva, enquanto a e d mostram se a captura foi antes ou durante a flutuação da vazão.

Tabela 4 Variação na frequência média de ocorrência de invertebrados dos conteúdos estomacais nos 4 períodos de amostragem, baseado na análise de Simper, em janeiro e julho de 2010 à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais. As abreviações P e B se referem à *Piabina argentea* e *Bryconamericus stramineus*, respectivamente. A frequência média se refere à média da frequência de ocorrência dos itens alimentares em janeiro com vazão estável (período 1) e com vazão flutuante (período 2), julho sem flutuação (período 3) e com flutuação (período 4), respectivamente.

Item	Frequência média (1)		Frequência média (2)		Frequência média(3)		Frequência média(4)	
	P	B	P	B	P	B	P	B
Fruto	0.516	0	0.886	0	0.075	0	0.067	0
Invertebrados	0.412	0.668	0.133	0.917	0.787	0.556	0.892	0.713
Vegetal	0.563	0.705	0.595	0.788	0.548	0.925	0.317	0.887
Detrito	0.257	0.498	0.095	0.287	0.390	0.025	0.283	0.025
Sedimento	0.210	0.019	0.029	0.036	0.463	0.256	0.208	0.100
Alga	0.151	0.023	0.029	0.028	0	0.075	0.033	0.025
Peixe	0	0.109	0.014	0.060	0	0	0	0
Semente	0	0	0	0	0	0.088	0	0

4 DISCUSSÃO

Em geral, os peixes de água doce possuem variadas estratégias e táticas alimentares podendo responder de maneira rápida à modificação no ambiente, o que se torna difícil no caso de peixes com hábitos especializados (Hahn & Fugl, 2007). As mudanças sazonais na disponibilidade do recurso podem caracterizar alterações na dieta com relação à frequência de consumo dos itens (Deus & Petrere Jr., 2003; Hershey et al., 2007).

A variabilidade hidrológica é um fator extremamente importante na caracterização das relações tróficas em diferentes períodos do ano, pois ela pode afetar de maneira diferenciada a abundância do recurso alimentar (Esteves & Aranha, 1999). Apesar disso, a escolha do alimento não depende somente da disponibilidade dele, mas da forma do aparato bucal dos peixes, que pode ser diferente para cada espécie. Segundo Esteves & Aranha (1999) e Winemiller et al., (1995), o estudo da ecomorfologia associada à alimentação demonstra que há

uma grande relação entre a estrutura da boca e o tipo de alimento ingerido por determinada espécie, o que pode restringir o consumo de certos itens.

A grande quantidade de dados envolvidos na análise geral de nMDS pode ter sido um dos fatores para a não distinção espacial dos polígonos que representam as épocas de coleta e os impactos da mudança hidrológica do ambiente. O resultado da análise indica apenas que sob diferentes regimes de vazão e em estações diferentes, o espaço representado pelo uso dos recursos por parte da comunidade permanece o mesmo. Quando a informação foi subdividida em guildas tróficas, a mudança de dieta baseada nas condições ambientais ficou um pouco mais evidente, apesar do refinamento dos dados ainda não ser suficiente para a detecção de grupos pelo ANOSIM. É interessante notar, no entanto, que para a maioria das guildas a diferença de dieta entre as espécies se sobrepôs às diferenças sazonais e de vazão testadas.

Durante o período de chuvas, vários trechos marginais do rio tornam-se alagados, aumentando a área de forrageamento para a biota aquática (Cunico et al., 2002), o que se assemelha à flutuação da vazão provocada pela usina hidrelétrica. Porém, quando a inundação periódica se torna frequente, o efeito da rápida expansão e retração de habitat pode ser contrário ao esperado, diminuindo a disponibilidade de recurso alimentar (Poff et al., 1997), como ocorreu por exemplo para o item sedimento no mês de janeiro. Quando a taxa de mudança no ambiente aquático é alta e de baixa previsibilidade, ocorrem modificações na estrutura trófica da comunidade, elevada mortalidade nas populações (principalmente de invertebrados) devido a estresse fisiológico e lavagem do canal do rio (Poff et al., 1997; Power et al., 1996). A redução na abundância de itens como sedimento, invertebrados e alga, consumidos pelas diferentes guildas durante o período de flutuação pode estar diretamente associada a estas condições adversas (Poff et al., 1997).

Em janeiro, a maior presença de folhas e raízes no conteúdo estomacal dos peixes iliófagos/detrítivos quando da implementação das flutuações pode ter sido causado pelo aumento da vazão. O fluxo elevado potencialmente gerou turbilhonamento e conseqüente mistura de partículas em suspensão, conforme registrado por Uieda (1995), relativo ao aumento de grãos de areia nos conteúdos estomacais durante períodos de maior correnteza. Este fato nos leva a rejeitar a hipótese de que espécies especialistas teriam menores mudanças na dieta em virtude da mudança na vazão, pois estas espécies de hábito alimentar especializado sofreram grandes mudanças nos alimentos preferencialmente consumidos.

No caso de *B. stramineus* e *P. argentea* a ocorrência de vegetal diminuiu do período 3 para 4, pois apesar da amplitude da área de forrageamento, é possível que a alta velocidade da água tenha dificultado a exploração do habitat, principalmente por estes peixes serem de pequeno porte. Estas duas espécies apresentaram um comportamento contraditório à maioria dos outros peixes quanto à análise diária dos efeitos da vazão, mostrando que a mudança na escala temporal pode gerar diferentes resultados. Dessa forma, a terceira hipótese deve ser melhor avaliada testando o efeito diário com todas as espécies para alcançarmos conclusões mais concretas sobre a nitidez das variações sazonais em períodos com flutuação do nível do rio.

O alagamento de áreas adjacentes ao curso d'água, submergindo plantas herbáceas e parte de árvores de pequeno e médio porte deve explicar o aumento na disponibilidade de frutos durante a flutuação nos meses de janeiro e julho para a maioria das guildas. As espécies que mais consumiram este item foram as frugívoras que são tipicamente encontradas em uma grande variedade de ambientes e realizam migrações reprodutivas, suportando correntezas elevadas. Considerando os meses de janeiro e julho era esperado a diminuição na ocorrência dos frutos na estação seca, pois o período de frutificação das plantas

nativas da região é na primavera e verão, resultando em baixa oferta do recurso (Campos, 2007; Souza et al., 2003).

Apesar do potencial aumento da produtividade primária dos rios na estação seca, as macrófitas não são comuns nos rios desta bacia (observação pessoal). Portanto, a maior fonte de matéria vegetal durante os dois meses de coleta foi alóctone. A vegetação prevalecente na região é de cerrado de campo limpo e sujo além de uma parte de florestas estacionais semi-decíduais, o que pode explicar o aumento do item vegetal nos conteúdos estomacais na estação seca, pois suas folhas tendem a cair neste período (Souza et al., 2003; Ibge, 2004). Porém o efeito da flutuação da vazão gerou arraste da matéria vegetal e, apesar da expansão da área de forrageamento potencialmente alagada, em julho pouca vegetação foi submersa pela elevação do nível do rio. Também nesta época do ano, a transparência da água é elevada favorecendo a proliferação de algas e macrófitas com o aumento da insolação (Davies et al., 2008); apesar da quantidade de alga consumida pela espécie algívora ser a mesma nos dois períodos sem flutuação da vazão.

O fluxo de água variante no período chuvoso e a combinação da elevada turbulência da água geram suspensão de sedimento e turbidez (Dudgeon, 2008). O maior acesso ao substrato e a transparência da água permitem o uso do sedimento como fonte alternativa de alimento para espécies onívoras ou com trato digestivo adequado na estação seca. Segundo Power et al., (1983), nesta época do ano o substrato possui maior teor de matéria orgânica e alguns Siluriformes preferiram o forrageamento em habitats de menor turbidez.

O aumento do consumo de invertebrados pode ser ocasionado por aumento nas densidades populacionais. Não há um padrão de resposta para condições climáticas, pois a sazonalidade interfere de maneira diferente para cada grupo (Jacobsen et al., 2008). Os agrupamentos de invertebrados dependem de condições específicas para reprodução e a duração deste período não é

necessariamente a mesma. A densidade de macroinvertebrados pode ser elevada no fim da estação chuvosa e início da estação seca, porque as chuvas fortes e a mudança nos níveis do rio no verão podem prejudicá-los provocando mortalidade além de alterar a disponibilidade de alimento. Então, estes organismos aquáticos podem ter um pico em densidade na estação seca, onde os fluxos são relativamente estáveis (Jacobsen et al., 2008; Allan & Castillo, 2007; Ceneviva-Bastos & Casatti, 2007). Além disso, a maior parte dos invertebrados aquáticos encontrados nos estômagos são fases imaturas que durante a estação seca podem estar em processo de crescimento e desenvolvimento (Jacobsen et al., 2008).

A redução na oferta de sedimento, alga e invertebrados com a flutuação afetou diretamente a resposta das espécies que, em geral sofreram redução no consumo destes itens. Entretanto, *K. moenkhausii* e os peixes herbívoros aumentaram o consumo de invertebrados em julho provavelmente para suprir a falta de outros alimentos antes consumidos em maior proporção. Esta flexibilidade alimentar é amplamente conhecida para espécies de rios tropicais devido à grande variabilidade espacial e temporal dos recursos no ambiente natural (Brandão-Gonçalves, 2009; Prejs & Prejs, 1987). Estudo feito por Prejs & Prejs (1987), mostrou que os peixes podem manter suas interações ecológicas diante da ausência de um determinado alimento consumindo outro que esteja superabundante. Mas, a hipótese de competição interespecífica entre os peixes não pode ser descartada, principalmente porque nas flutuações de julho as espécies invertívoras diminuíram a ingestão de invertebrados, e aumentaram a de vegetais.

As espécies onívoras acompanharam o consumo de sedimento e fruto segundo o observado para a maioria das espécies. Porém, modificaram a escolha de determinados itens mesmo que eles aparentemente estivessem menos disponíveis no meio. O resultado disso é um compartilhamento de recursos

alimentares entre peixes generalistas e especialistas no qual é favorecido aquele que apresenta melhores estratégias de busca do alimento (Townsend et al., 2006).

A mudança no fluxo natural do rio tem conseqüências ainda imprevisíveis devido à dificuldade de manipulação das condições hidrológicas em um empreendimento hidrelétrico. Os efeitos provocados sobre a comunidade podem ser benéficos para algumas espécies, mas podem alterar completamente a estrutura da teia trófica por aumento de predadores ou de competidores, ou mesmo pela redução de presas. Outros fatores associados à biota aquática como reprodução, crescimento de juvenis e uso do habitat também podem ser afetados pela variação na vazão com conseqüências desconhecidas. A resposta das espécies às mudanças no ambiente foi a adequação às novas condições com reestruturação dos padrões tróficos. Durante um período maior, talvez as espécies sujeitas à flutuação noturna da vazão respondam de maneira diferente e, os impactos observados sejam de maior intensidade.

5 REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice & L. C. Gomes, 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1119-1132.
- Allan, J. D. & M. M. Castillo, 2007. *Stream Ecology. Structure and function of running Waters*. Springer, Netherlands.
- Andrade, P. M. & F. M. S. Braga, 2005. Diet and feeding of fish from Grande river, located below the Volta Grande reservoir, MG-SP. *Brazilian Journal of Biology* 65: 377-385.
- Brandão-Gonçalves, L., S. E. Lima-Junior & Y. R. Suarez, 2009. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae),

- em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guirai, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 9: 135-143.
- Bunn, S. E. & A. H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
- Campos, E. P. de, 2007. Fenologia e chuva de sementes em floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Viçosa. 65p.
- Cemig, 2000. Guia Ilustrado da Bacia do Rio Grande. CEMIG/CETEC, Belo Horizonte.
- Cemig, 2010. Rios de Minas/ Bacia do rio Grande. Disponível em: <www.portalpeixevivo.com.br/rios.asp>. Acesso em 10.11. 2010.
- Ceneviva-Bastos, M. & L. Casatti, 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia Série Zoologia* 97: 7-15.
- Collischonn, W., C. F. Souza, G. R. Priante, G. K. Freitas, R. Tassi & S. G. Agra, 2006. Da vazão ecológica ao hidrograma ecológico. In VIII Congresso da Água, Figueira da Foz. Água, sede de sustentabilidade.
- Corrarino, Charles A. & M. A. Brusven, 1983. The Effects of Reduced Stream Discharge on Insect Drift and Stranding of near Shore Insects. *Freshwater Invertebrate Biology* 2: 88-98.
- Cunico, A. M., W. J. da Graça, S. Veríssimo & L. M. Bini, 2002. Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum* 24: 383-389.
- Davies, P. M., S. E. Bunn & S. K. Hamilton, 2008. Primary Production in Tropical Streams and Rivers. In Dudgeon, D. (eds), *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, Oxford: 23-42.

- DeJalon, D.G., C. Montes, E. Barcelo, C. Casado & F. Menes, 1988. Effects of hydroelectric scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenees. *Regulated Rivers* 2: 479-491.
- Deus, C. P. & M. Petreire-Jr., 2008. Seasonal diet shifts of seven fish species in an atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 579-588.
- Dudgeon, D., 2008. *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, Oxford.
- Esteves, K. E. & J. M. R. Aranha, 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. In Caramaschi, E. P., R. Mazzoni & P. R. Peres-Neto (eds), *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis* 6. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ: 157-182.
- Gore, J. A., 1977. Reservoir manipulations and benthic macroinvertebrates in a prairie river. *Hydrobiologia* 55: 113-123.
- Gore, J. A., 1994. Hydrological change. In Callow, P. & G. E. Petts (eds), *The rivers handbook. Hydrological and ecological principles*. Blackwell Science, Massachusetts: 33-54.
- Hahn, N. S. & R. Fugì, 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis* 11: 469-480.
- Hershey, A. E., K. Fortino, B. J. Peterson & A. J. Ulseth, 2007. Stream food webs. In Hauer, F. R. & G. A. Lamberti, *Methods in Stream Ecology*. Elsevier, Oxford: 637-659.
- Ibge, 2004. Cartas e mapas. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Cartas_e_Mapas/Mapas_Murais/>. Acesso em 08 de novembro de 2010.
- Igam, 2010. Unidades de Planejamento/Bacia do rio Grande. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=150&Itemid=140>. Acesso em 10.11.2010.

- Jacobsen, D., C. Cressa, J. M. Mathooko & D. Dudgeon, 2008. Macroinvertebrates: Composition, Life Histories and Production. In Dudgeon, D. (eds), *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, Oxford: 65-105.
- Kawakami, E. & G. Vazzoler, 1980. Método gráfico e estimativa de Índice Alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim Institute of Oceanography* 29: 205-207.
- Mérona, B. de & R. Vigouroux, 2006. Diet changes in fish species from a large reservoir in South America and their impact on the trophic structure of fish assemblages (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 42: 53-61.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian & D. F. Baptista, 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro. Technical Books, Rio de Janeiro.
- Rolan-Perez, G.R., 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Colciencias, Fen.
- Perry, S. A. & W. B. Perry, 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia* 134: 171- 182.
- Poff, N. L., 1996. A hydrogeography of unregulated streams in the United States and an examination of scale-dependence in some hydrological descriptors. *Freshwater Biology* 36: 101-121.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg, 1997. The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47: 769-784.
- Pompeu, P. dos S., L. S. dos Reis, C. V. Gandini, R. C. R. de Souza & J. M. Del Favero, 2009. The ichthyofauna of upper rio Capivari: defining conservation strategies based on the composition and distribution of fish species. *Neotropical Ichthyology* 7: 659-666.

- Postel, S. & B. Richter, 2003. Rivers for life: Managing water for people and nature. Washington, Island Press.
- Power, M. E., 1983. Grazing responses of tropical freshwater fishes to different scales of variation in their food. *Environmental Biology of Fishes* 9: 103-115.
- Power, M. E., W. E. Dietrich & J. C. Finlay, 1996. Dams and downstream, aquatic biodiversity: Potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environmental Management* 20: 887-895.
- Prejs, A. & K. Prejs, 1987. Feeding of tropical freshwater fishes: seasonality in resource availability and resource use. *Oecologia* 71: 397-404.
- Souza, J. S., F. del B. E. Santo, M. A. L. Fontes, A. T. Oliveira Filho & L. Botezelli, 2003. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras, MG. *Revista Árvore* 27: 185-206.
- Townsend, C. R., M. Begon & J. L. Harper, 2006. Fundamentos em ecologia. Porto Alegre, Artmed.
- Uieda, V. S., 1995. Comunidades de peixes em um riacho litorâneo: composição, habitat e hábitos. Tese de doutorado - Universidade Estadual de Campinas. 229pp.
- Ward, H. B. & G. C. Whipple, 1959. **Freshwater biology**. New York, John Wiley and Sons Inc.
- Winemiller, K. O., L. C. Kelso-Winemiller & A. L. Brenkert, 1995. Ecomorphological diversification and convergence in fluvial cichlid fishes. *Environmental Biology of fishes* 44: 235-261.
- Zambaldi, L. P. L., 2010. Caracterização multitemporal das planícies de inundação dos rios Grande e Aiuruoca através da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e SIG. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras. 113p.

Artigo redigido segundo normas exigidas pela Revista Hydrobiologia,
versão preliminar.

ARTIGO 3

**EFEITOS DA FLUTUAÇÃO DA VAZÃO DO RIO GRANDE, À
JUSANTE DA USINA HIDRELÉTRICA ITUTINGA, SOBRE A TEIA
TRÓFICA DA COMUNIDADE DE PEIXES, SUAS INTERAÇÕES E
ESTABILIDADE**

Resumo A tendência à simplificação dos ecossistemas naturais pela ação humana tem provocado alterações na estrutura trófica. Este trabalho visou descrever a estrutura trófica, a preferência alimentar, a força de interação e a estabilidade da comunidade de peixes do rio Grande (entre as usinas hidrelétricas Itutinga e Funil) considerando flutuações na vazão. As coletas foram realizadas em janeiro e julho de 2010, com caracterização da dieta pelo índice alimentar (IA) e as preferências determinadas pelo teste de X^2 . Em condições de vazão estável e flutuante, foram esquematizadas teias, calculadas a conectância e densidade de conexões e medida a força de interação pela ANOVA. Matrizes jacobianas foram construídas para avaliar a estabilidade de teias no programa MATLAB. A presença do distúrbio alterou a preferência alimentar de algumas espécies, modificou a estrutura da teia trófica, elevou a conectância, a densidade de conexões e a quantidade de interações fortes (com redução das fracas) e a relação consumidor-recurso foi considerada fraca para muitas espécies. A teia baseada nas principais espécies da comunidade mostrou-se instável em todos os períodos e quando a autorregulação foi -1 apenas no período 4 houve instabilidade. A remoção de algumas espécies desta teia gerou aumento da instabilidade e em pequenas teias a maior estabilidade foi observada para aquelas com maior número de espécies. O distúrbio ambiental modificou a disponibilidade de alimento para os peixes e o curto trecho de rio livre estudado pode dificultar a manutenção da estabilidade desta comunidade, sendo necessárias outras abordagens para maior compreensão do comportamento das populações.

Palavras-chave Ictiofauna. Alimentação. Distúrbio. Força de interação. Estrutura trófica.

Abstract The trend toward simplification of ecosystems by human activity has caused changes in trophic structure. This study aimed to describe the trophic structure, food preference, the interaction strength and stability of fish communities of the Rio Grande (between hydroelectric plants Funil and Itutinga) considering fluctuations in flow. Samples were realized in January and July 2010, characterizing the diet by feeding index (IA) and preferences determined by χ^2 test. Under conditions of stable flow and daily flow variations were outlined webs, connectance and density of connections calculated and measured the strength of interaction by ANOVA. Jacobian matrices were constructed to evaluate the stability of webs in MATLAB. The presence of the disturbance changed the food preference of some species, changed the structure of food web, the connectance, density of connections and the amount of strong interactions increased (with the weak reduction) and consumer-resource relationship was considered weak for many species. The web based on the major species of the community proved to be unstable in all periods and when self-regulation was -1 only in the period 4 there was instability. The removal of some species of this web generated increased instability and in small webs the greater stability was observed for those with the greatest number of species. The environmental disturbance modified the availability of food for fish and the short stretch of river studied may complicate the maintenance of the community stability, being necessary other approaches to improve understanding of the populations behavior.

Keywords Fish fauna. Feeding. Disturbance. Interaction force. Trophic structure

1 INTRODUÇÃO

A tendência à simplificação dos ecossistemas naturais, dada pela ação humana na exploração dos recursos tem provocado uma série de extinções de espécies, associadas à instabilidade das dinâmicas populacionais (Pimm 1984; McCann 2007). As espécies estão sempre interagindo com outras por uma variedade de mecanismos, interferindo de maneira direta ou indireta na sobrevivência e manutenção uma das outras. Dessa forma, qualquer pequena alteração nestas redes complexas e diversas pode resultar em impactos de maior ou menor magnitude dependendo das espécies alvo (Wootton e Emerson 2005). Como utilizamos vários tipos de recursos naturais, entender como se estruturam e funcionam os sistemas biológicos e suas interações é fundamental para que as ações humanas possam contemplar a renovação destas fontes (Wootton e Emerson 2005).

Uma das formas de compreender o equilíbrio dos ecossistemas é através do estudo das interações tróficas. Uma teia trófica é apenas uma figura representativa de parte da comunidade, que expressa os complexos padrões de interação existente entre as espécies e que variam sazonalmente ou frente a um distúrbio (Paine 1980). Ela pode ser bastante útil na identificação de padrões e na detecção da estabilidade do sistema avaliando-se a conectância; o efeito da remoção de espécies; sua resiliência, resistência e persistência frente a algum distúrbio; a riqueza de espécies e a força com que elas interagem (Pimm 1984; Tilman e Downing 1994; Berlow et al. 2004).

A estabilidade pode ser identificada em alguns sistemas pela análise de diversos fatores que estão intimamente relacionados. A capacidade do sistema de retornar a um estado inicial de equilíbrio após sofrer um distúrbio, chamada de resiliência, é uma das medidas de estabilidade, que se considerada apenas local remete a um impacto de baixa magnitude na comunidade (Pimm 1984; Hastings 1988). Outro fator é a resistência, definida como o grau de mudança de

uma variável de interesse (ex: densidade, riqueza de espécies) depois de uma perturbação no sistema (Pimm, 1984). A estabilidade também pode ser medida pela densidade populacional, que se relaciona positivamente com o fitness de cada indivíduo quando ocorre o chamado efeito Alee (Hastings 1988; Courchamp et al. 2008). Neste caso, o efeito tende a desestabilizar o sistema, pois mesmo com a redução da competição intraespecífica, a baixa capacidade reprodutiva impede a recuperação do crescimento populacional e ela tende à extinção (Courchamp et al. 2008). O Efeito Alee geralmente impede a ocorrência de ciclos sustentáveis, que são variações nas densidades populacionais ao longo do tempo de forma contínua, dinâmica e estável (McCann 2000; Townsend et al. 2006; Courchamp et al. 2008). A presença destes ciclos também pode ser uma medida de avaliação da estabilidade (Pimm 1984), principalmente por estar suscetível a mudanças no ambiente.

A construção de usinas hidrelétricas está entre as ações mais impactantes para o ecossistema aquático (Andrade e Braga 2005; Mérona e Vigouroux 2006; Agostinho et al. 2008) principalmente pelo controle da vazão pois a magnitude, frequência, duração e previsibilidade do fluxo de água são as características mais importantes na regulação de seus processos ecológicos (Poff et al. 1997). A flutuação natural da vazão de um rio que ocorre entre períodos de seca e chuva, aumenta a heterogeneidade dos habitats e mantém a riqueza e complexidade das comunidades biológicas. Mas o fluxo criado pela usina com finalidade única de produção de energia não possui o mesmo efeito pela intensidade e imprevisibilidade dos fenômenos (Poff et al. 1997). Para atender às variações diárias na demanda energética, por exemplo, boa parte das usinas aumenta a geração de energia por volta das 18 h, elevando a quantidade de água liberada pelas turbinas e reduzindo novamente por volta das 22 horas.

Em rios sujeitos a controle para geração de energia, as mudanças rápidas têm favorecido apenas espécies com elevada plasticidade capazes de buscar

fontes energéticas alternativas e explorar outros ambientes, levando à redução da diversidade, principalmente de peixes (Mérona e Vigouroux 2006; Hahn e Fugi 2007). Segundo McCann (2000), o aumento da diversidade é favorável ao promover estabilidade, pois a resposta das espécies a um distúrbio é bastante diferenciada e é maior a chance de existirem espécies redundantes, que possuem o mesmo papel e podem ser funcionalmente substituídas [ver Tilman e Downing 1994 para maiores informações sobre espécies redundantes].

Diversos experimentos sugerem que em uma comunidade as interações entre as espécies apresentam-se de duas formas – e.g., forças fortes e forças fracas de interação – e as forças fracas de interação possuem uma frequência maior se comparado com as forças fortes (Paine 1992; Power et al. 1996; Berlow 1999; Berlow et al. 2004). A força ou a importância de uma interação trófica não é a mesma para todos os membros da teia, sendo considerada forte quando na sua ausência grandes mudanças são produzidas (Paine 1980). Já as forças fracas se referem a um impacto sutil de uma interação sobre as demais em uma teia, porque os efeitos diretos e indiretos dela se contrabalançam (Berlow 1999; Berlow et al. 2004). Essa força pode variar espacial e temporalmente e depende da densidade das espécies que interagem e de outros membros que afetam indiretamente a relação (Wootton e Emerson 2005).

Em geral, ligações entre consumidor e recurso mediadas por forças fortes tendem a gerar instabilidade, pois sugerem um consumo desenfreado, o que é potencialmente amortecido quando esta interação encontra-se agindo sinergicamente com uma interação fraca (McCann 2000; Faria et al. 2008). Porém, a existência conjunta de forças fracas e fortes é importante para haver variação na escala espacial promovendo a diversidade (McCann 2000; Rip et al. 2010). De acordo com Wootton e Emerson (2005), as consequências de um

impacto ambiental podem ser pouco previsíveis quando não conhecemos a força que rege a interação entre as espécies.

A conectância (que é definida como a razão do número de interações reais entre as espécies pelo número das possíveis interações) tem efeito semelhante à força das interações, pois quando elevada torna o sistema menos estável localmente (Pimm 1979, 1984). Quando a riqueza de espécies é maior em um sistema, a conectância deve ser menor para manter a estabilidade, sendo que o efeito da remoção de uma espécie na composição e biomassa das populações será grande (Pimm 1984). A maior riqueza de predadores em uma teia trófica amortece as explosões populacionais da presa (Pimm 1992) e impede a ocorrência de efeitos de cascata trófica (Finke e Denno 2004).

Apesar de alguns padrões serem bem determinados, os ecossistemas tropicais ainda são pouco conhecidos, dificultando a previsão e ações de recuperação em áreas que sofreram impactos. As elevadas taxas de extinção e introdução de espécies exóticas têm aumentado os esforços para entender como a perda ou adição de uma espécie interfere na estabilidade e funcionamento dos ecossistemas (Paine 1980; Pimm 1984; Berlow 1999; McCann 2000; McCann 2007). A falta de estudos prévios quando há um distúrbio ambiental dificulta ações de recuperação dos ambientes naturais, pois não temos informações de qual seria a situação de equilíbrio daquele ecossistema.

Este trabalho teve como objetivos descrever a estrutura trófica de parte da comunidade de peixes situada no rio Grande (entre as usinas hidrelétricas Itutinga e Funil), estimar a preferência alimentar de cada espécie e suas taxas de consumo (força de interação), caracterizar as forças da relação consumidor-recurso como fracas ou fortes, e analisar a estabilidade local de diferentes teias tróficas baseada nas forças de interação estimadas, considerando flutuações na vazão do rio.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O rio Grande junto ao Paranaíba é um dos principais formadores do Rio Paraná, que é o segundo em extensão na América Latina. Nasce na Serra da Mantiqueira, na divisão entre os estados de Minas Gerais e São Paulo e aproximadamente 60% de sua área está dentro do território mineiro (Cemig 2010). Na bacia do rio Grande já foram registradas aproximadamente 105 espécies de peixes podendo este número ser ainda maior, e muitas delas são consideradas raras ou endêmicas (Pompeu et al. 2009).

A bacia de drenagem do rio Grande é de aproximadamente 143.000 Km², sendo boa parte de seu curso usada para produção de energia elétrica (Cemig 2000). A usina hidrelétrica de Itutinga é uma delas e está localizada na região sul de Minas Gerais, no município de Itutinga (Fig. 1). Iniciou sua operação em 1955 e possui um volume útil de reservatório de apenas 7 hm³ (Cemig 2010). Cerca de 20 km à jusante da usina está situado o reservatório de Funil, nos municípios de Perdões e Lavras, que iniciou sua operação em 2002.

O trecho estudado está localizado a aproximadamente 3 km à jusante do reservatório de Itutinga, (535368 W, 7647367 N; 850 m de altitude) compreendendo habitats de corredeira e remanso, sem receber grandes contribuições de afluentes (Fig. 1).

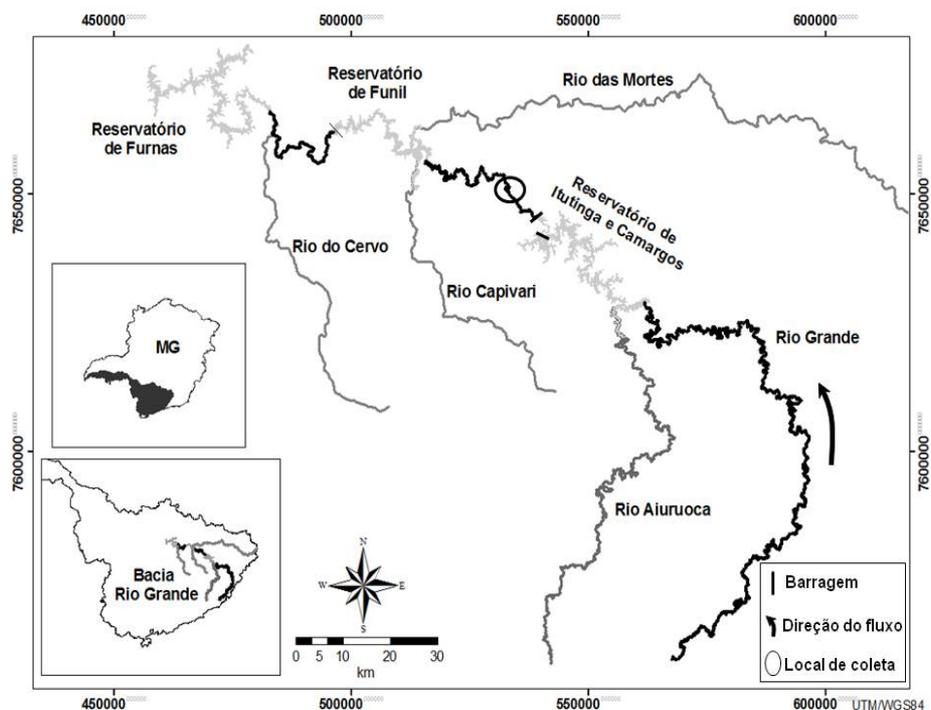


Fig. 1 Desenho esquemático da Bacia do Rio Grande com os principais barramentos, evidenciando pelo círculo preto o trecho do rio Grande que foi amostrado pelo trabalho em questão, à jusante da Usina Hidrelétrica Itutinga, região sul de Minas Gerais (Adaptado de Zambaldi, 2010).

2.2 Amostragem

Os peixes foram capturados em redes de emalhar e arrasto durante os 14 dias de amostragem em meses de chuva (janeiro) e seca (julho) no ano de 2010. Durante o período de coleta, a operação da usina de Itutinga foi modificada, para atender aos objetivos deste estudo, mantendo por 36 dias uma vazão próxima à média mensal histórica para a região e nos 8 dias posteriores implementadas flutuações noturnas simulando a operação em ponta. Assim, ao longo do estudo foram registrados 4 períodos nos quais as condições ambientais diferiam: janeiro e julho com vazão estável (períodos 1 e 3 com vazões da ordem de 400 e 100

m³/s respectivamente), e janeiro e julho com vazão flutuante (períodos 2 e 4, com incremento de vazão da ordem de 80 m³/s entre as 18 e 22 horas).

Os peixes coletados foram fixados em formol 10% e posteriormente conservados em álcool 70%. Em campo, os indivíduos foram identificados, pesados, medidos e etiquetados. Alguns, escolhidos aleatoriamente, foram dissecados para análise do conteúdo estomacal e os itens alimentares foram identificados em estereomicroscópio e pesados. Literatura especializada foi empregada para auxiliar na taxonomia dos grupos de organismos encontrados nos estômagos (Ward e Whipple 1959; Rolan-Pérez 1988; Mugnai et al. 2010).

Os itens alimentares não foram categorizados em espécies, exceto peixes, mas foram incluídos em grupos gerais denominados fruto, invertebrado, alga, vegetal, sedimento e detrito.

2.3 Análises estatísticas

Para caracterização da dieta das espécies foi utilizado o Índice Alimentar (IA) proposto por Kawakami e Vazzoler (1980). Este índice combina a frequência de ocorrência (F_i = número de vezes em que o item i ocorreu, dividido pelo número total de estômagos com alimento) e o peso relativo (P_i = somatório do peso do item i dividido pelo somatório do peso de todos os itens) de cada item, segundo a fórmula:

$$IA_i = (F_i \cdot P_i) / \sum_{i=1}^n F_i \cdot P_i \quad (1)$$

onde IA_i = índice alimentar do item i ; F_i = frequência de ocorrência do item i e P_i = peso do item i .

Para cada espécie, foram obtidos valores do IA representando a importância dos itens separadamente para a dieta. Estes valores foram transformados em proporção e comparados pelo teste de X^2 (Zar 1999), utilizando o programa Statistica (versão 7.0), para verificar se havia preferência

pelo consumo de determinado item. Foram comparadas as proporções observadas entre os períodos sem flutuação da vazão do rio (períodos 1 e 3), somente com flutuação (períodos 2 e 4) e com vazão estável somada ao distúrbio ambiental (todos os períodos). Após a determinação das dietas foram esquematizadas duas tramas indicando as interações diretas que regem a teia trófica na ausência de variações de vazão (Fig. 3) e na presença do distúrbio (Fig. 4), com descrição do número de interações fracas e fortes e da riqueza de espécies. A caracterização das teias também foi dada pelo cálculo da conectância (C) e densidade de conexões (D), propostos por Pimm (1984), segundo as fórmulas:

$$C = \frac{L}{S(S-1)} \quad (2)$$

$$D = \frac{L}{S} \quad (3)$$

onde L = número de ligações entre as espécies e S = riqueza de espécies.

Considerando as preferências alimentares durante todo o estudo foram determinadas as forças de interação per capita na relação entre consumidor e recurso utilizando os valores do IA. Essa relação expressa o efeito em curto prazo de um indivíduo sobre outro de espécie diferente. Sabendo que a interação entre consumidor e recurso pode variar sua força ao longo de diferentes condições ambientais foi feita a análise de variância (ANOVA- One way) para testar se as médias dessas forças variaram significativamente nos 4 períodos, indicando uma relação fraca, ou se a variação foi pequena caracterizando uma interação forte. Os dados foram transformados em arco seno (tornando-os paramétricos) e como os resultados foram obtidos em radianos, todos os valores foram multiplicados por 180° e divididos por Pi (Zar 1999).

Em vista da estrutura trófica da comunidade ser potencialmente alterada por impactos ambientais, foram simulados os efeitos da modificação da vazão dos rios e a perda de espécies sobre a estabilidade local de pequenas teias

tróficas que compõem a comunidade aqui estudada. A escolha das espécies componentes foi baseada em sua importância para a comunidade por ser predador de topo, fonte alimentar para outras espécies, estar na base da teia ou ter comportamento migratório. Matrizes Jacobianas ($n_i \times n_j$) compostas por n espécies foram obtidas tendo em seus elementos (a_{ij}) as interações e suas forças estimadas através do IA, conforme exemplificado na Figura 2.

$$A = \begin{bmatrix} -1.00 & -0.57 & 0.79 & 0.00 & 0.00 & 0.20 & 0.00 & 0.00 \\ -0.57 & -1.00 & 0.39 & 0.03 & 0.04 & 0.00 & 0.04 & 0.51 \\ -0.79 & -0.39 & -1.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 \\ 0.00 & -0.03 & 0.00 & -1.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 \\ 0.00 & -0.04 & 0.00 & 0.00 & -1.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 \\ -0.20 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & -1.00 & 0.00 & 0.00 \\ 0.00 & -0.04 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & -1.00 & 0.00 \\ 0.00 & -0.51 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & -1.00 \end{bmatrix}$$

Fig. 2 Exemplo de matriz jacobiana utilizando como elementos das linhas e colunas sequencialmente *Leporinus elongatus*, *Pimelodus maculatus*, Vegetal, Sedimento, Fruto, Semente, Invertebrado aquático e Invertebrado terrestre. A diagonal representa a autorregulação igual a -1, neste caso, e os valores não-diagonais expressam a relação de consumo (força de interação) e a competição entre as espécies.

Estas matrizes apresentaram os valores das interações interespecíficas onde, o coeficiente positivo representou o consumo de i por j ; o negativo mostrou competição entre i e j ou quando j foi consumido por i ; e zero quando não houve interferência de uma espécie sobre a outra (metodologia semelhante à utilizada por Pimm 1979). A competição por recurso foi inserida na matriz como medida da sobreposição alimentar (S_A) entre as espécies, calculada pela fórmula:

$$S_A = \frac{(2 \sum IA_{ij} IA_{ik})}{(\sum IA_{ij}^2 + \sum IA_{ik}^2)} \quad (4)$$

onde S_A = índice de sobreposição alimentar; IA_{ij} = índice alimentar do item i da espécie j ; IA_{ik} = índice alimentar do item i da espécie k .

Partindo do pressuposto que todas as espécies e recursos apresentam autorregulação com alguma intensidade, ou seja, que as densidades populacionais são controladas pelos próprios indivíduos de acordo com a capacidade de suporte do ambiente (por exemplo, através de competição intraespecífica) foi avaliado o comportamento da comunidade variando esta regulação de 0 ao valor máximo de -1 nas matrizes. As matrizes, com seus elementos estimados, foram analisados quanto a seus autovalores através do MATLAB (versão 7.0). Como resultado das análises, apenas a parte real dos autovalores, que representaram a estabilidade ou não de cada componente da teia, foi avaliada indicando estabilidade local da rede trófica quando todos foram negativos. A mediana dos autovalores foi calculada para comparar o grau de estabilidade das teias sob diferentes condições.

3 RESULTADOS

O consumo das espécies se apresentou bem diversificado, incluindo desde itens basais como vegetal e detrito até outros peixes, mas variando sua importância na dieta (Tabela 1). A presença do distúrbio ambiental alterou o comportamento alimentar de algumas espécies gerando mudança do padrão onívoro para a dieta especializada ou vice-versa. Mas a maioria dos peixes manteve sua alimentação preferencial por determinado item ou seu generalismo antes e durante a ocorrência do distúrbio.

As diferenças obtidas quanto à alimentação das espécies foram representadas no desenho esquemático das teias tróficas, com mudanças no perfil destas segundo as condições do ambiente aquático (Fig. 3 e 4). As tramas foram baseadas em interações diretas fracas (linhas claras) e fortes (linhas escuras) de acordo com a existência ou não de preferência alimentar.

Tabela 1 Preferência alimentar (Pref.) das espécies de peixes baseada no teste de X^2 dos valores do índice alimentar. O teste foi realizado considerando apenas os períodos com vazão do rio estável (1 e 3) e conjuntamente aos momentos de vazão flutuante. As espécies foram coletadas em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais. (I, invertebrados; V, vegetal; F, fruto; A, alga; S, sedimento; P, peixe; D, detrito).

Táxon	Períodos 1 e 3		Períodos 2 e 4		Todos os períodos	
	Pref.	<i>p</i>	Pref.	<i>p</i>	Pref.	<i>P</i>
Ordem Characiformes						
Familia Anostomidae						
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	I	0.014	I	<0.001	I	0.002
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987	I	0.012	não	0.401	I	<0.001
<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes, 1850	não	0.658	F	<0.001	F	0.004
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	não	0.111	F	<0.001	F	0.017
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	F	0.006	F	<0.001	F	<0.001
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	V	<0.001	A	<0.001	A	<0.001
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	V	<0.001	V	<0.001	V	<0.001
Familia Characidae						
<i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> Eigenmann, 1914	não	>0.05	não	>0.05	Não	0.970
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	F	0.009	F	<0.001	F	<0.001
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	F	<0.001	V	<0.001	V	<0.001
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	não	>0.05	-	-	Não	>0.05
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann 1908	V	<0.001	I	<0.001	V	<0.001
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	P	<0.001	P	<0.001	P	<0.001
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	A	<0.001	I	<0.001	Não	0.265
<i>Odontostilbe</i> sp.	A	<0.001	-	-	Não	0.325
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	-	-	P	<0.001	P	<0.001
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	-	-	P	<0.001	P	<0.001
<i>Serrapinnus</i> sp.	S	<0.001	-	-	S	<0.001
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	não	0.467	-	-	Não	0.467
Familia Crenuchidae						
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	não	0.457	não	0.204	Não	0.195

Tabela 1, continuação

Táxon	Períodos 1 e 3		Períodos 2 e 4		Todos os períodos	
	Pref.	<i>p</i>	Pref.	<i>p</i>	Pref.	<i>p</i>
Familia Curimatidae						
<i>Cyphocharax nagelii</i> (Steindachner, 1881)	S	<0.001	S	<0.001	S	<0.001
Familia Erythrinidae						
<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda Ribeiro, 1908	P	<0.001	-	-	P	<0.001
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	-	-	P	<0.001	P	<0.001
Familia Parodontidae						
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	S	<0.001	S	<0.001	S	<0.001
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	V	<0.001	V	<0.001	V	<0.001
Familia Prochilodontidae						
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1836)	S	<0.001	S	<0.001	S	<0.001
Ordem Gymnotiformes						
Familia Sternopygidae						
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	I	<0.001	não	0.172	I	<0.001
Ordem Perciformes						
Familia Cichlidae						
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	não	>0.05	-	-	Não	>0.05
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	D/S	0.255	não	>0.05	Não	0.182
Ordem Siluriformes						
Familia Loricariidae						
<i>Hypostomus</i> aff. <i>margaritifera</i> (Regan, 1908)	D/S	0.131	D	0.015	D	0.197
<i>Hypostomus</i> sp1	S	<0.001	S	<0.001	S	<0.001
Familia Pimelodidae						
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	não	0.057	não	0.163	V	0.294
<i>Pimelodus heraldoi</i> Azpelicueta, 2001	P	<0.001	-	-	P	<0.001
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803	não	0.825	I	<0.001	V	0.189

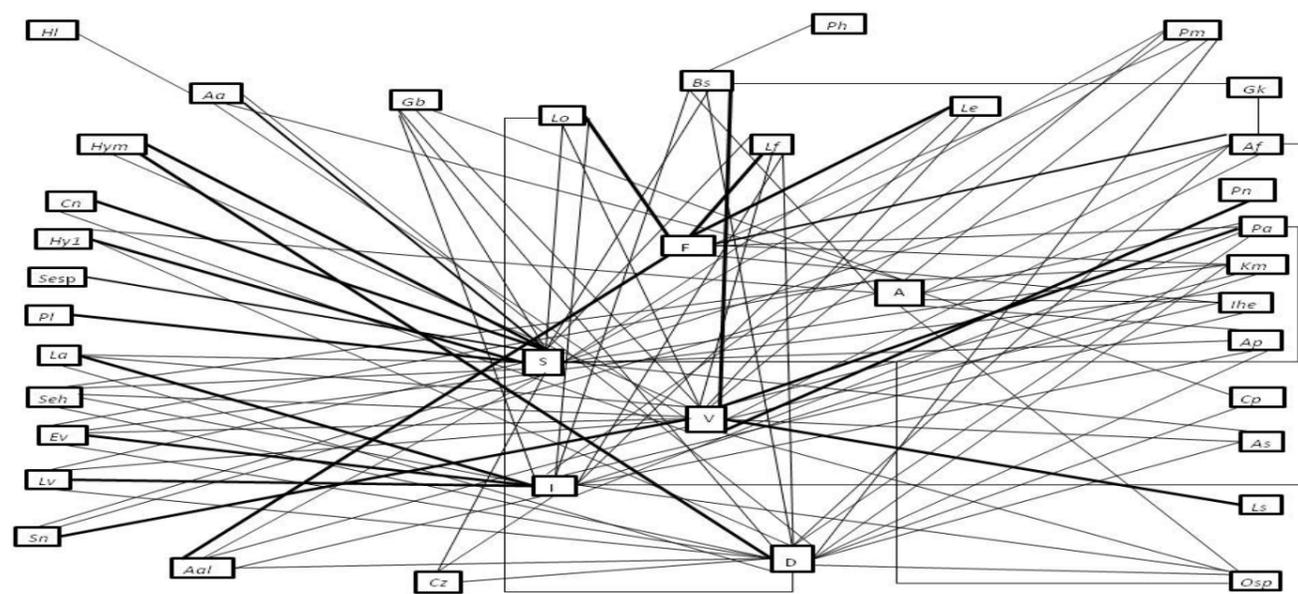


Fig. 3 Representação esquemática da teia trófica nos períodos 1 e 3, em que não houve distúrbios ambientais, baseada na preferência alimentar (→) e no consumo generalizado das espécies (-) coletadas em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais. (Aa: *Apareiodon affinis*; Cn: *Cyphocharax nagelii*; Gb: *Geophagus brasiliensis*; Hym: *Hypostomus aff. margaritifera*; Hy1: *Hypostomus* sp1; Pl: *Prochilodus lineatus*; Sesp: *Serrapinus* sp.; Bs: *Bryconamericus stramineus*; Ls: *Leporinus striatus*; Pa: *Piabina argentea*; Pn: *Parodon nasus*; Sn: *Schizodon nasutus*; Gk: *Galeocharax knerii*; Hl: *Hoplias lacerdae*; Ph: *Pimelodus heraldoi*; Aal: *Astyanax altiparane*; Af: *Astyanax fasciatus*; Lo: *Leporinus octofasciatus*; Km: *Knodus moenkhausii*; Ap: *Astyanax aff. paranae*; As: *Astyanax scabripinnis*; Cz: *Characidium zebra*; Cp: *Cichlasoma paranaense*; Ihe: *Iheringichthys labrosus*; Le: *Leporinus elongatus*; Lf: *Leporinus friderici*; Osp: *Odontostilbe* sp; Pm: *Pimelodus maculatus*; Seh: *Serrapinus heterodon*; Ev: *Eigenmmania virescens*; Lv: *Leporellus vittatus*; La: *Leporinus amblyrhynchus*; V: Vegetal; S: Sedimento; F: Fruto; A: Alga; D: Detrito; I: Invertebrados).

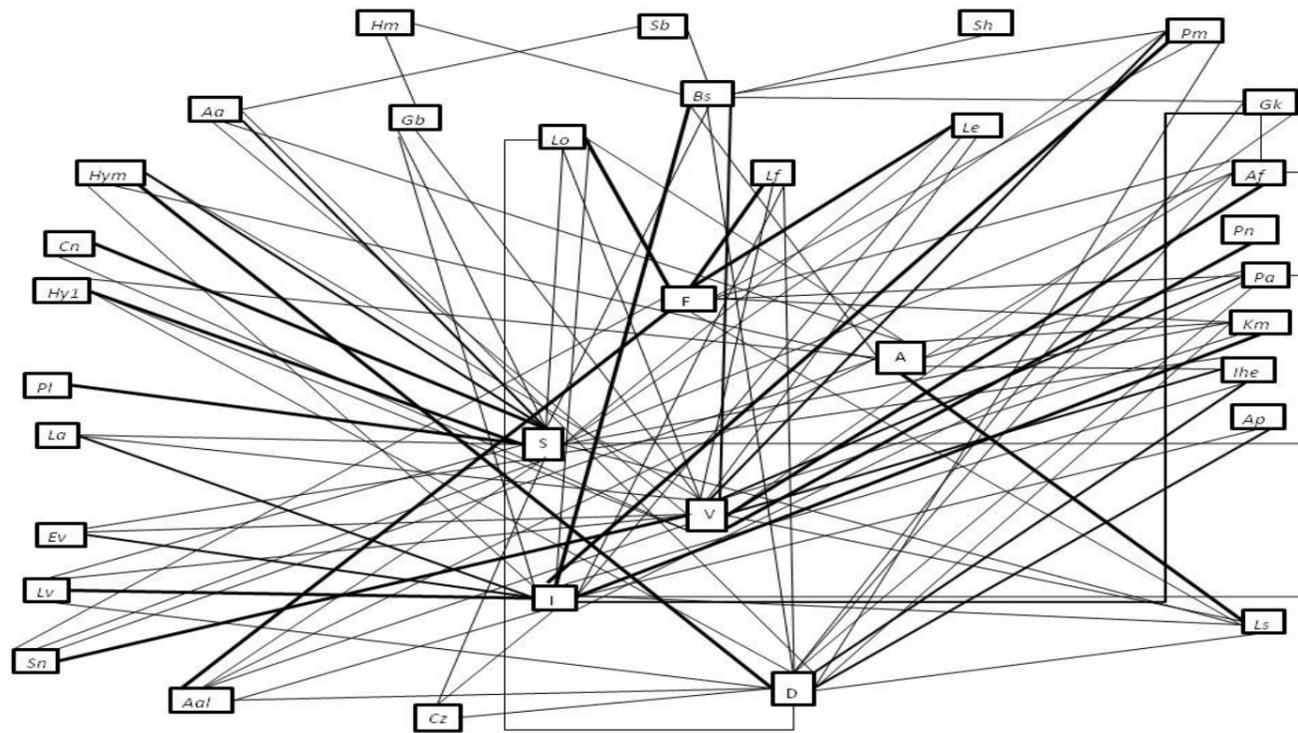


Fig. 4 Representação esquemática da teia trófica nos períodos 2 e 4, em que houve flutuação da vazão, baseada na preferência alimentar (—) e no consumo generalizado das espécies (-) coletadas em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais. (A legenda completa deve ser consultada na Fig. 3, adicionando Hm: *Hoplias malabaricus*; Sb: *Salminus brasiliensis*; Sh: *Salminus hilarii*).

Nestas análises, comprimento máximo da teia identificado foi de três níveis, pois conseguimos identificar apenas o recurso utilizado pelo consumidor e o predador deste. O número de espécies caiu de 32 para 28 e a quantidade de predadores de topo aumentou de 3 para 5 quando implementadas as flutuações de vazão. Nesta mesma transição, a conectância (representada pelas figuras 3 e 4) que está inversamente associada à estabilidade, aumentou de 0,225 para 0,275 e a densidade de conexões passou de 3,5 para 3,71. Com a execução das flutuações de vazão a quantidade de interações fracas passou de 106 para 83, e as relações fortes de 17 para 21.

Além de diferenças na estrutura trófica da comunidade, a flutuação da vazão do rio provocou alterações na força de interação (FI) consumidor-recurso. Os valores do índice alimentar encontrados para cada indivíduo foram comparados nos 4 períodos de amostragem para avaliar se a preferência alimentar é regida por forças fracas ou fortes (Tabela 2). As espécies *Galeocharax knerii*, *Hypostomus spl* e *H.margaritifera* são consideradas altamente especialistas e mantiveram o padrão alimentar mesmo quando as condições do rio foram diferentes. Isso significa que existe uma forte relação entre consumidor e recurso, pois os valores encontrados para o consumo (IA) foram elevados em todo o estudo. No caso de *C. nagelii* e *S. nasutus*, que também possuem uma elevada preferência alimentar, as forças de interação foram fracas pela variação nas taxas de consumo do item preferencial segundo os períodos de amostragem.

Para as espécies em que a ANOVA foi significativa, a variação nas forças de interação entre consumidor e seu principal recurso foram demonstradas na Figura 5. Cada ponto na figura está representando o consumo de um peixe e os diferentes símbolos mostram os meses de coleta na ausência e presença do distúrbio ambiental.

Tabela 2 Resultados da ANOVA para a variação nas forças de interação entre predador e presa preferencialmente consumida nos diferentes períodos de amostragem (G.L. = 3). As espécies foram coletadas em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais.

ANOVA		
Espécie	<i>p</i>	<i>F</i>
<i>A. affinis</i>	<0.001	54.7444
<i>A. altiparanae</i>	0.556	0.61833
<i>A. fasciatus</i>	0.53	0.7416
<i>B. stramineus</i>	<0.001	8.519
<i>C. nagelii</i>	0.008	4.215
<i>E. virescens</i>	<0.001	10.3961
<i>G. knerii</i>	0.686	0.383
<i>H. margaritifera</i>	0.849	0.26295
<i>Hypostomus</i> sp1	0.915	0.1702
<i>I. labrosus</i>	0.482	0.86468
<i>L. vittatus</i>	0.106	2.70762
<i>L. amblyrhynchus</i>	<0.001	6.2690
<i>L. elongatus</i>	0.613	0.54036
<i>L. friderici</i>	0.103	2.67398
<i>L. octofasciatus</i>	0.285	1.39393
<i>P. argentea</i>	0.03	3.0407
<i>P. maculatus</i>	0.095	2.33865
<i>S. nasutus</i>	0.002	13.8789

A. affinis, *B. stramineus*, *P. argentea* e *S. nasutus* apresentaram diferenças nítidas nas forças de interação entre os meses de seca e chuva e entre condição natural e perturbada. Por outro lado, *C. nagelii* teve valores baixos da FI apenas no primeiro período de janeiro, *L. amblyrhynchus* mostrou consumo diferenciado nos períodos 1 e 3. No caso de *E. virescens* a comparação se torna difícil pelo reduzido número amostral, apesar dos valores de consumo de invertebrados terem sido altos durante os dois meses.

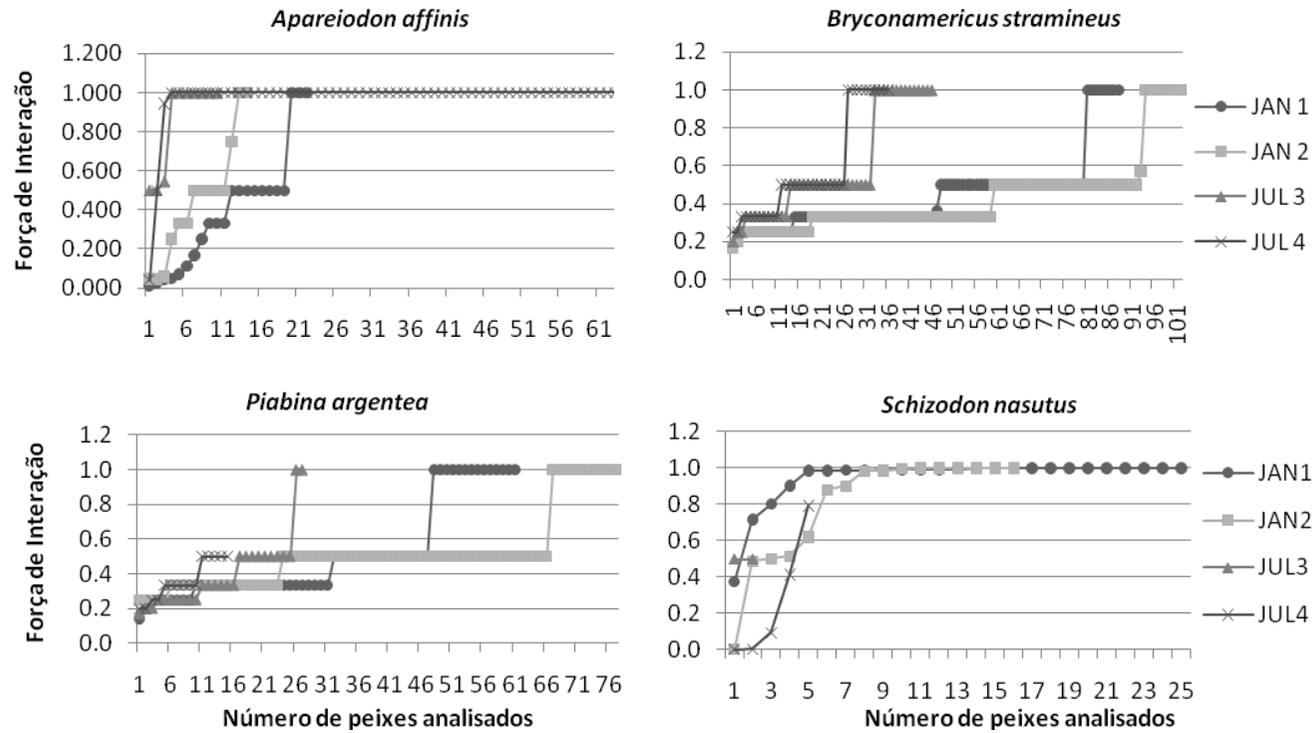


Fig. 5 Variação nos valores da força de interação (taxa de consumo) entre as espécies e seu principal recurso durante os períodos de amostragem JAN 1 e JUL 3 (janeiro e julho, respectivamente em condições ambientais normais), JAN 2 e JUL 4 (janeiro e julho, respectivamente ocorrendo distúrbio ambiental). Cada ponto representa um indivíduo amostrado. As espécies foram coletadas em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais.

Figura 5, continuação

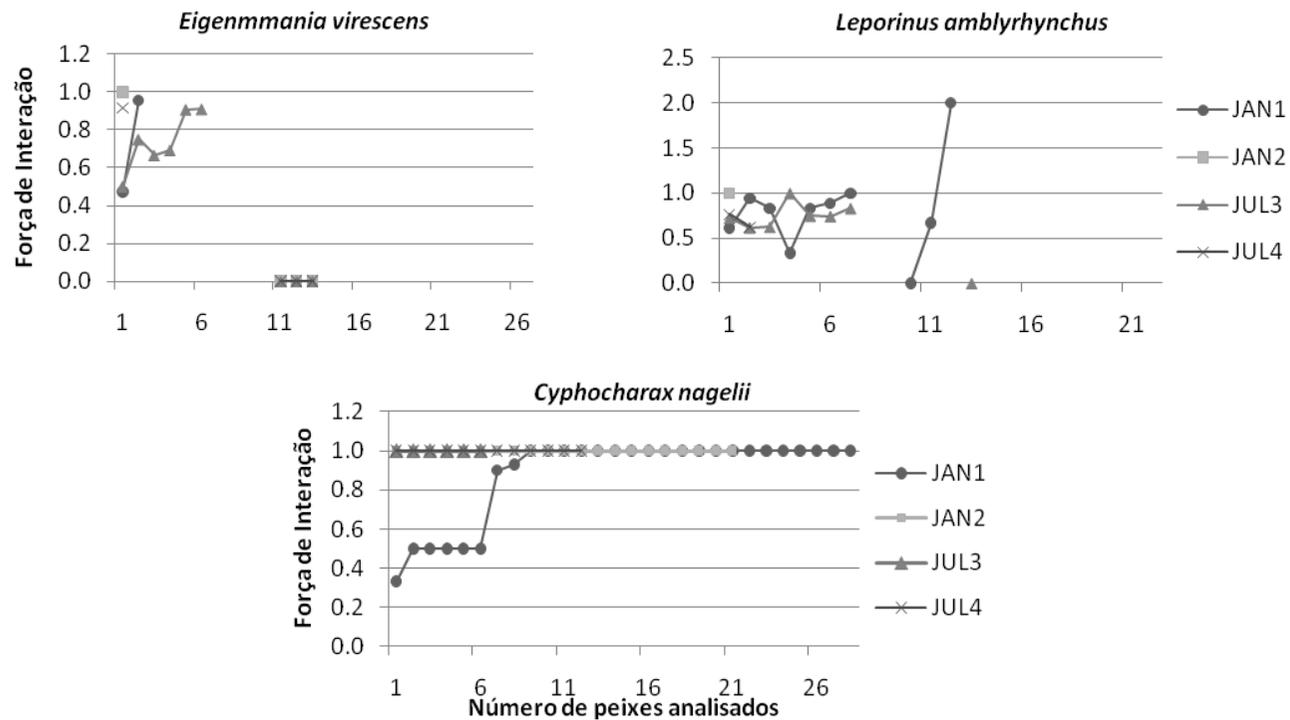


Fig. 5 Variação nos valores da força de interação entre as espécies e seu principal recurso durante os períodos de amostragem JAN 1 e JUL 3 (janeiro e julho, respectivamente em condições ambientais normais), JAN 2 e JUL 4 (janeiro e julho, respectivamente ocorrendo distúrbio ambiental). Cada ponto representa um indivíduo amostrado. As espécies foram coletadas em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais.

Essa mudança no comportamento alimentar e nas interações entre predador e presa devido a fatores ambientais foi verificada também através da análise da estabilidade local de pequenas redes tróficas. As espécies de maior importância na comunidade estudada foram reunidas na teia representada pela figura 6 e seu comportamento ao longo da amostragem e com valor de autorregulação igual a zero podem ser observados nas figuras 7 e 8.

Na figura 6, todas as linhas mostram interações diretas entre as espécies e seu recurso, sendo que a preferência alimentar foi evidenciada por linhas escuras, enquanto os traços claros representam interações fracas. A figura 7 expressa o efeito destas interações, onde as espécies de peixe e itens estão representados por pontos ao longo da amostragem. A ocorrência de valores positivos nos 4 períodos, demonstrou que a estrutura da teia (presente na figura 6) é instável localmente quando consideramos que não há autorregulação.

Ao inserir a autorregulação variando de -0,1 a -0,9 (Fig.8) observamos a tendência de redução dos autovalores, aumentando a quantidade de valores negativos. Isso evidenciou que a estrutura também se apresentou instável mesmo quando não havia distúrbios. Apenas ao considerarmos que cada membro da teia autorregulava totalmente (-1) sua densidade populacional, a estabilidade local foi gerada, exceto no mês de julho sob flutuação de vazão onde encontramos valores reais positivos.

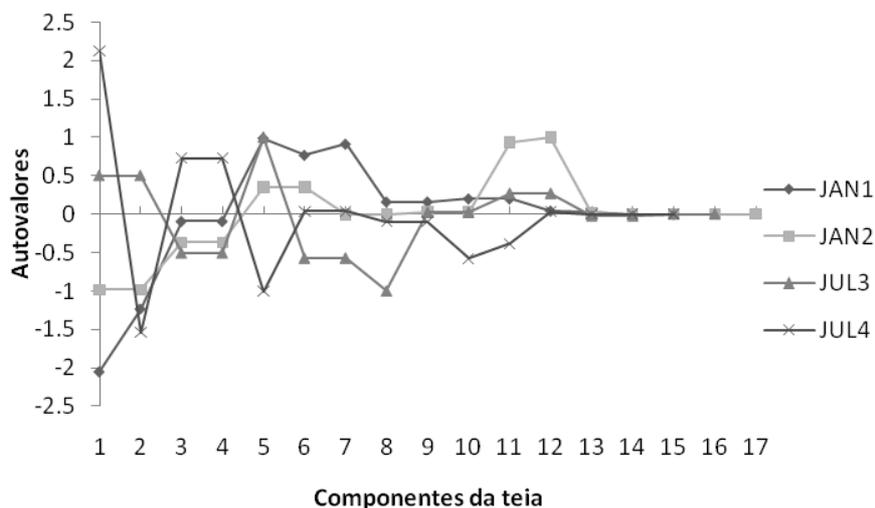


Fig. 7 Variação nos autovalores da teia trófica em virtude da mudança das características ambientais. O valor adotado para a autorregulação foi zero e cada ponto do gráfico mostra um componente da teia nos períodos de amostragem JAN 1 e JUL 3 (sem mudança de vazão) e JAN 2 e JUL 4 (com mudança de vazão). As teias tróficas variaram na quantidade de componentes pela presença das espécies *S. brasiliensis* e *S. hilarii* somente em JAN 2, além da espécie *P. lineatus* ocorrer apenas no mês de julho e não haver captura de *L. friderici* em JUL 4. As espécies foram coletadas em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais.

Para comparar a estabilidade local ao remover espécies da teia demonstrada na figura 6, foram calculadas as medianas dos autovalores obtidos na simulação com autorregulação igual a -1 (Fig. 9). Os pontos na figura representam o valor mediano entre todos os valores reais da teia para cada espécie perdida e nos 4 períodos de amostragem. Em geral, as medianas observadas para cada situação não tiveram grandes diferenças das que foram obtidas quando todos os peixes estavam presentes. Exceção para o mês de janeiro, pois em condições normais de vazão do rio, a remoção de *Cyphocharax nagelii* tornou o autovalor mediano mais próximo de zero, deixando a estrutura trófica menos estável. A remoção de *S. nasutus* e *L. elongatus* da teia trófica também reduziu a estabilidade local no período 3. Sob variação de vazão, não foram observadas grandes mudanças nos autovalores.

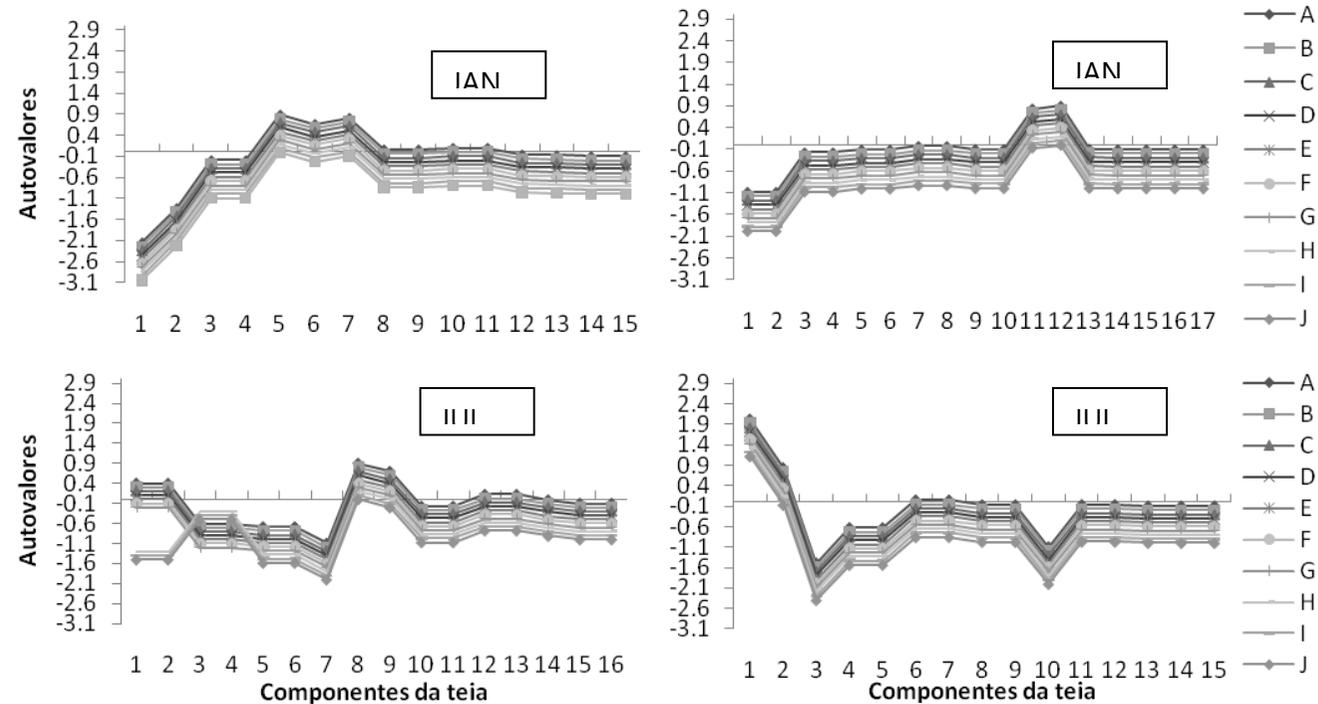


Fig. 8 Variação nos autovalores como resposta à mudança na força da autorregulação, que variou de -0.1(A) até -1(J), e no período de amostragem (JAN 1 e JUL 3- sem mudança de vazão; JAN 2 e JUL 4 – com mudança de vazão). As teias tróficas variaram na quantidade de componentes (indicados pelos pontos que representam as espécies e os itens alimentares) pela presença das espécies *S. brasiliensis* e *S. hilarii* somente em JAN 2, além da espécie *P. lineatus* ocorrer apenas no mês de julho e não haver captura de *L. friderici* em JUL 4. As espécies foram coletadas em janeiro e julho de 2010, à jusante da usina hidrelétrica Itutinga, no rio Grande, sul de Minas Gerais.

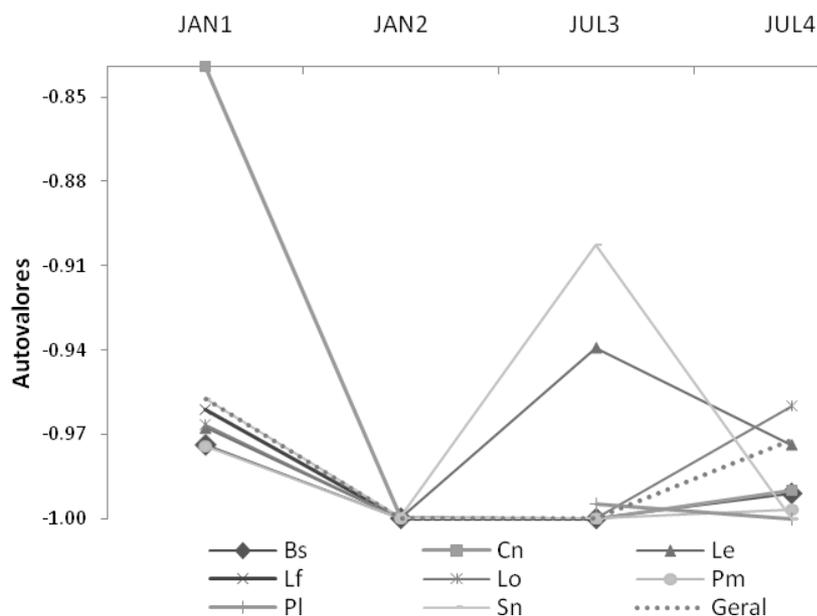


Fig. 9 Variação na mediana dos autovalores por teia trófica obtidos em cada período de amostragem, correspondente à remoção das espécies citadas na legenda. Os resultados podem ser comparados aos valores obtidos para a teia trófica completa. (Bs: *Bryconamericus stramineus*, Lf: *Leporinus friderici*, Pl: *Prochilodus lineatus*, Cn: *Cyphocharax nagelii*, Lo: *Leporinus octofasciatus*, Sn: *Schizodon nasutus*, Le: *Leporinus elongatus*, Pm: *Pimelodus maculatus*, Geral: todas as espécies estão presentes na teia).

Teias tróficas menores foram construídas baseando-se nas relações diretas e indiretas, fracas ou fortes das principais espécies capturadas (Fig. 10). O comportamento destas teias com autorregulação igual a -1 foi expresso na figura 11, onde identificamos os maiores e menores autovalores obtidos para cada uma delas.

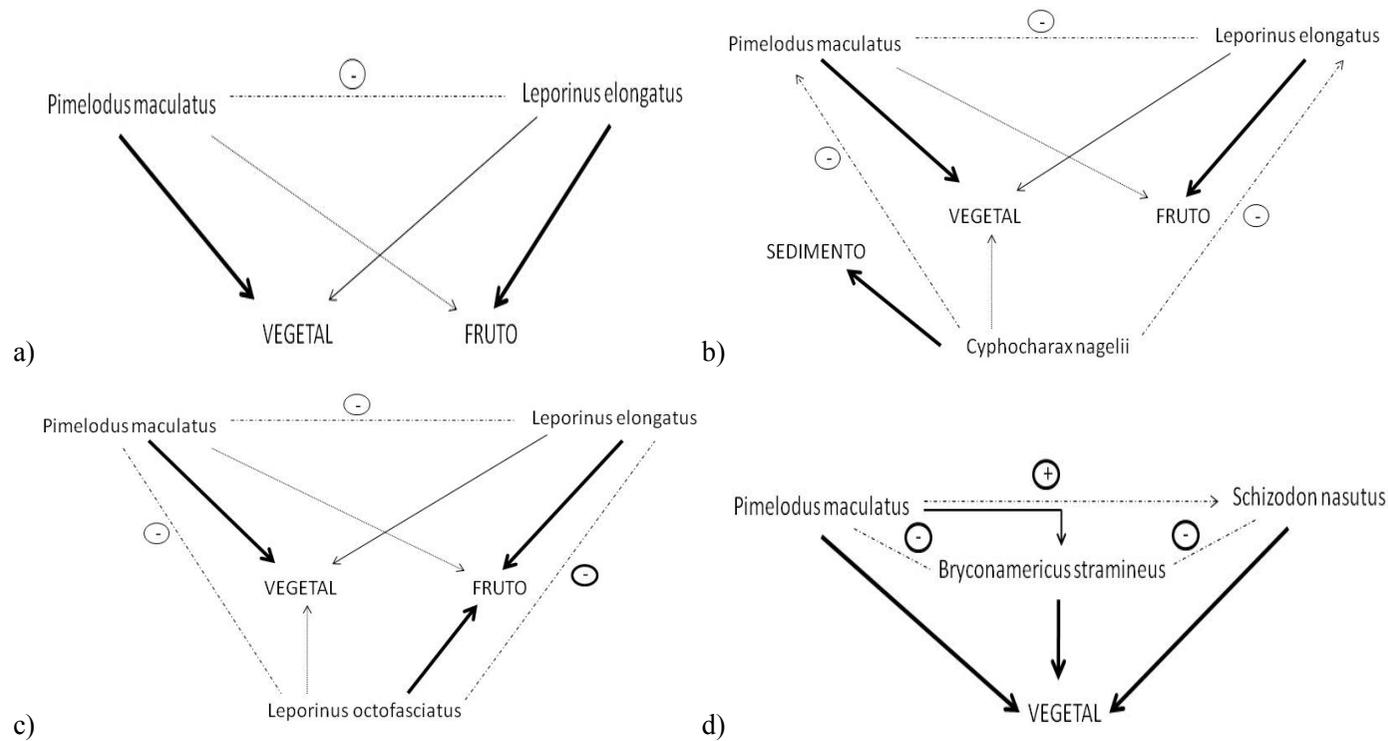


Fig. 10 Representação esquemática de pequenas teias tróficas envolvendo as principais espécies encontradas em todo o estudo. As flechas mais escuras mostram a preferência alimentar e flechas mais claras expressam o consumo reduzido dos itens. O traço pontilhado expressa a interferência negativa ou positiva de uma espécie sobre a outra, sendo que ele pode ser direcional ou não. O sinal negativo envolvido por círculo escuro significa forte interferência. a) representa a rede trófica 1, b) rede trófica 2, c) rede trófica 3, d) rede trófica 4.

Fig. 10, continuação

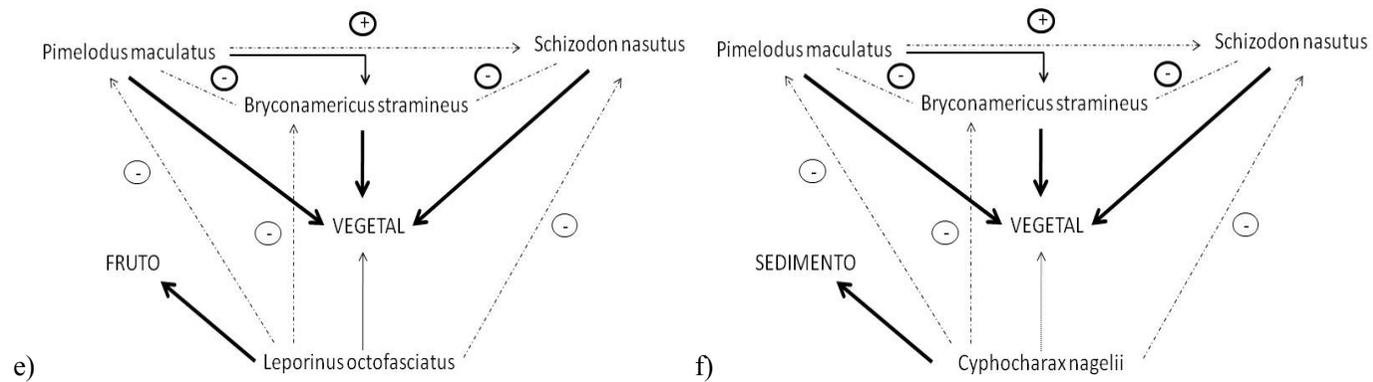


Fig. 10 Representação esquemática de pequenas teias tróficas envolvendo as principais espécies encontradas em todo o estudo. As flechas mais escuras mostram a preferência alimentar e flechas mais claras expressam o consumo reduzido dos itens. O traço pontilhado expressa a interferência negativa ou positiva de uma espécie sobre a outra, sendo que ele pode ser direcional ou não. O sinal negativo envolvido por círculo escuro significa forte interferência. e) representa a rede trófica 5, f) rede trófica 6.

Considerando que autovalores negativos indicam estabilidade local, percebemos que o aumento no número de espécies favoreceu a maior estabilidade na ausência do distúrbio ambiental. A rede 1 que possui apenas 2 espécies teve valores mínimos mais próximos de zero, indicando sua menor estabilidade comparada às demais. As redes 3, 4, 5 e 6 que tiveram o maior número de componentes e maior interferência direta e indireta de uma espécie sobre a outra foram as de maior estabilidade local, pois só apresentaram valores negativos que eram mais afastados de zero. Para todas as sub-redes, a flutuação da vazão do rio refletiu em menor estabilidade local do sistema ou instabilidade, conforme observado para as redes 2 e 6 no mês de julho apesar das espécies regularem totalmente suas densidades populacionais.

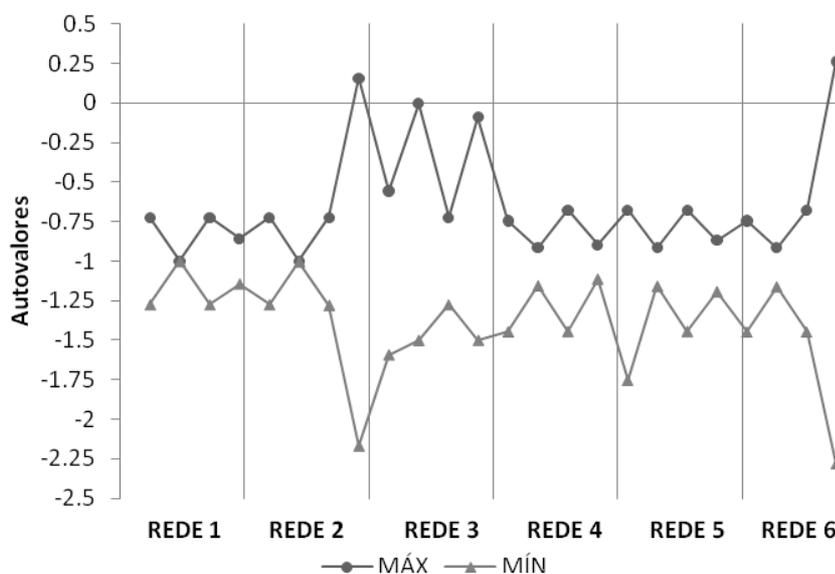


Fig. 11 Autovalores máximos (MÁX) e mínimos (MÍN) obtidos na manipulação de pequenas teias alimentares, representadas na fig. 10, baseada em relações fortes de competição e/ou predação entre as espécies. Cada ponto da respectiva rede representa um período de coleta na seguinte ordem: JAN 1, JAN 2, JUL 3 e JUL 4.

4 DISCUSSÃO

O estudo mostrou a grande influência das variações ambientais de forma natural ou não, sobre a estrutura trófica da comunidade de peixes no rio Grande, entre as usinas de Itutinga e Funil. Em geral, a ocorrência do distúrbio ambiental modificou as preferências alimentares, tornaram fracas algumas interações entre o consumidor e seu recurso, além de tender à desestabilização de redes. Vários fatores contribuíram para deixar instáveis as teias tróficas e a remoção de algumas espécies de peixes favoreceu o aumento dessa instabilidade.

A maioria dos peixes é altamente oportunista e tende a se alimentar de elementos disponíveis em maior abundância no meio alternando suas preferências em virtude da sazonalidade do recurso ou da presença de distúrbios (Hahn e Fugi 2007; Gomiero e Braga 2008). Alguns pias e peixes da família Characidae passaram a ter um consumo preferencial neste estudo, resultado de impactos como a construção e manutenção de usinas hidrelétrica que podem favorecer ou dificultar a exploração de recursos alimentares (Agostinho et al. 2009). Várias mudanças na dieta foram observadas devido à mudança na vazão do rio que passou a flutuar noturnamente e também pela diferença na estação de coleta que modificou a abundância das fontes de alimento.

Apesar da flexibilidade alimentar para alguns peixes, outros são altamente especialistas e a força que interagem com seu recurso é alta, conforme encontrado por exemplo para as espécies do gênero *Hypostomus*. Mesmo assim a imprevisibilidade de alguns distúrbios com relação à frequência e intensidade pode mudar completamente a estrutura da teia trófica e as relações de consumo (Poff et al. 1997). O efeito da sazonalidade sobre a abundância de alimento no ambiente também influi diretamente na intensidade da relação consumidor-recurso, já que o item mais consumido pela espécie pode variar sua disponibilidade ao longo do ano e a competição com outras espécies se tornar

intensa. A variação sazonal ocorreu na dieta de *B. stramineus*, *P. argentea* e *A. affinis*, mostrado na figura 5, e pode ter causado diferenças na abundância do recurso em cada período de coleta.

A preferência alimentar pode ser regida por interações fortes onde o predador é o principal responsável por controlar as densidades populacionais da presa. Porém, se há constante troca de presas, não havendo preferência exclusiva por uma delas, o consumo será determinado pela abundância das mesmas (McCann 2000; Faria e Costa 2009), o que caracteriza o hábito generalista de algumas espécies e modifica frequentemente a força da interação com o recurso. O conjunto de forças fracas e fortes ao considerarmos as relações entre o predador e a presa é fundamental na manutenção de uma estrutura estável (McCann et al. 1998; Allesina e Pascual 2008), mas as forças fracas são mais importantes neste sentido por amortecerem os efeitos da superexploração do recurso resultante de interações fortes (McCann et al. 1998; McCann 2000; Faria e Costa 2009).

Solé e Montoya (2001) mostraram que espécies altamente conectadas em teias reais quando removidas levaram a uma fragmentação da estrutura trófica e extinções secundárias começaram a ocorrer. Estes autores realizaram o mesmo procedimento, mas com remoção aleatória de espécies e perceberam que os efeitos foram mínimos e não afetaram o arranjo estrutural da teia. Estudo realizado por Paine (1966) mostrou que a remoção da estrela-do-mar predadora de topo (i.e., espécie-chave) dificultou a coexistência entre espécies, sendo que as espécies mais competitivas dominaram o espaço e reduziram a diversidade local. Estes exemplos nos mostram a importância das interações fortes e fracas conjuntamente na manutenção do equilíbrio das relações tróficas entre as espécies, corroborando com a mudança observada na estrutura da teia pela ação do impacto ambiental que aumentou as forças fortes, reduziu as fracas e fez a conectância ser maior.

Através do conhecimento da escolha alimentar das espécies, podem-se construir teias tróficas que refletem apenas uma parte da comunidade ecológica e descrevem as relações existentes entre espécies e o papel ecológico desempenhado por elas (Pimm et al. 1979, 1992; Cohen et al. 1990). Apesar das controvérsias quanto aos parâmetros descritores da teia trófica, segundo Pimm (1984), o aumento da conectância tende a desestabilizar localmente o sistema, enquanto a maior diversidade gera um efeito contrário. A ausência de distúrbios ambientais na construção da teia trófica reduziu a conectância, e aumentou a riqueza de espécies tendendo a uma estabilização do sistema, acompanhado do volume maior de interações fracas. Recentemente, Allesina e Pascual (2008) sugeriram que um sistema estável independe da densidade de conexões compondo a teia, mas isso está diretamente associado à presença de predadores de topo que controlam a abundância de suas presas e/ou mudam seu comportamento (Flecker 1992; Motta e Uieda 2008). Neste estudo, a densidade de conexões acompanhou o comportamento dos atributos que tornam uma teia estável como citado anteriormente, sendo maior na condição impactante.

Apesar da tendência à estabilidade dos sistemas ecológicos naturais em geral (Pimm 1984), quando analisamos cada período de estudo separadamente, a teia trófica com as principais espécies do local foi instável. A estabilidade só foi dada pelo efeito chamado “donor-control” no qual a própria população controla sua abundância como um retorno negativo em relação à densidade, mesmo havendo consumo por predadores que pouco interferem nas taxas de controle populacional da presa (Polis et al.1997; McCann 2000). Considerando que o rio é um ambiente complexo e altamente dinâmico com elevado número de perturbações, as variações nos parâmetros ambientais, na disponibilidade de alimento e na exploração de novos habitats de forrageamento podem resultar em relações tróficas flexíveis.

Segundo Eveleigh et al. (2007), explosões periódicas na abundância do recurso em ambientes heterogêneos, promovem o aumento do generalismo trófico e desencadeiam mudanças na diversidade e complexidade da teia trófica temporariamente. Além disso, as mudanças sazonais na vazão do rio ou a modificação do regime hidrológico natural fazem com que as espécies modifiquem sua resposta de acordo com a condição do ambiente.

Segundo revisão feita por Poff et al. (1997), quando a taxa de mudança no ambiente aquático é alta e de baixa previsibilidade ocorrem modificações na estrutura trófica da comunidade, elevada mortalidade principalmente de invertebrados devido a estresse fisiológico e lavagem do canal do rio. A variação nos itens alimentares causada por este impacto pode levar à substituição de espécies de hábito especialista pelas generalistas (Poff et al. 1997). Essa grande variabilidade significa que há uma baixa resistência e reduzida capacidade de retorno rápido a uma condição anterior a um distúrbio, ou seja, não há estabilidade (Pimm 1984).

Outro fator de grande importância no equilíbrio do sistema é que o trecho de rio estudado situa-se entre dois barramentos cuja distância não ultrapassa 20 km. Esta limitação dificulta a reprodução e recrutamento de algumas espécies, além da movimentação dos peixes e da chegada de material autóctone proveniente de outras partes do curso d'água, o que poderia modificar interações ou mesmo o comportamento alimentar. Segundo revisão feita por Wootton e Emerson (2005), as alterações naturais nas taxas de natalidade, mortalidade e no comportamento das populações tendem a modificar a força da interação entre duas espécies, o que é um dos aspectos mais importantes na estabilidade da comunidade.

Apesar de muitas espécies ocuparem posições tróficas semelhantes, elas possuem peculiaridades quanto à sua importância na comunidade e ao comportamento da estrutura quando elas são removidas (Tilman e Downing

1994; Mc Peek 1998; Emerson e Raffaelli 2004; Schmitz 2006). Espécies detritívoras e iliófagas possuem um papel indispensável na estrutura trófica de uma comunidade por reciclarem os nutrientes e manter o fluxo energético entre os diferentes níveis tróficos (Stassen et al. 2010). A perda destas espécies pode levar a uma forte mudança no funcionamento do ecossistema (Taylor et al. 2006; Stassen et al. 2010), como ocorreu com a retirada de *C. nagelii* da estrutura trófica. Wootton e Emerson (2005) comentam sobre estudos nos quais a remoção de predadores especialistas teve fortes efeitos para a estrutura trófica da comunidade, mas quando foram retirados predadores generalistas, o efeito negativo praticamente não existiu. McCann (2000) também comenta que a remoção de espécies, além de reduzir a diversidade, aumenta a média das forças de interação, tornando o sistema instável e mais fácil o sucesso de novos invasores.

Espécies que se alimentam preferencialmente de plantas, tendem a controlar as densidades populacionais do recurso e serem reguladas pelos seus predadores. A presença do herbívoro reduz a proliferação excessiva de plantas e, conseqüentemente, o aumento na abundância de outras espécies herbívoras (Schmitz 2006). Espécies que regulam processos chave no ecossistema como produção primária, decomposição e mineralização do nitrogênio, têm um forte efeito sobre a comunidade (Schmitz 2008) e sua perda pode gerar uma cascata trófica, desestabilizando todo o sistema (Schmitz 2006), por exemplo, diante da retirada de *S. nasutus* e *L. elongatus* da teia. Mas durante um distúrbio, a remoção de espécies aparentemente não apresentou conseqüências para a estabilidade da teia, provavelmente pela mudança no arranjo e interação das espécies provocada pela própria variação ambiental.

O efeito indireto que uma população exerce sobre a outra é um importante aliado no equilíbrio do ecossistema. Segundo Finke e Denno (2004), o aumento na diversidade de predadores pode evitar a ocorrência de efeitos de

cascata trófica, por exemplo, exercendo controle direto sobre o herbívoro e indiretamente favorecer o crescimento do vegetal. A existência de predadores distintos que potencialmente competem direta ou indiretamente entre eles pelo recurso pode relaxar os efeitos de cascata trófica (Faria et al. 2008), pois a pressão de consumo sobre determinado item torna-se reduzida (Bruno e O'Connor 2005).

As mudanças nas interações mediadas pela condição ambiental perturbada modificam os efeitos diretos e indiretos que mantêm o equilíbrio estável da estrutura trófica. A flutuação diária da vazão do rio promove arraste de partículas, transportando sedimento e matéria orgânica para as partes mais baixas do rio (Poff et al. 1997). Nos meses secos, a restrição alimentar é acentuada pela baixa produtividade primária e redução na formação de frutos (Souza et al. 2003; Campos 2007) causando forte competição entre as espécies que dependem destes recursos e favorecendo o hábito generalista para algumas (Townsend et al. 2006).

O importante papel de cada espécie na estrutura e manutenção do equilíbrio de teias tróficas ainda são bastante discutidos e controversos (Flecker 1992; Eveleigh 2007; Motta e Uieda 2008; Schmitz 2008; Rip et al. 2010). Como o estudo foi baseado em dados reais, o próximo passo será a construção de modelos matemáticos populacionais (tipo “*Lotka-Volterra*”) para simularmos outras situações e entender melhor quais os principais fatores que regem o equilíbrio desta comunidade aquática e buscar compreender o comportamento das espécies diante dos distúrbios. Também será importante obter maior quantidade de dados sobre espécies predadoras de topo e de importância comercial como as do gênero *Salminus* e *Prochilodus* e verificar como a perda destas espécies (que vem ocorrendo gradativamente) pode afetar toda a comunidade aquática. Uma maior especificidade de cada item alimentar também poderia contribuir no aumento de interações existentes nas teias baseando-se na

dieta de cada espécie encontrada na literatura, além da maior compreensão de relações específicas e seu comportamento diante de impactos. Dessa forma será possível listar as premissas básicas que um empreendimento hidrelétrico deve atender a fim de reduzir os impactos desse empreendimento sobre o funcionamento dos sistemas biológicos de água doce.

5 REFERÊNCIAS

- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes L C (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz J Biol* 68: 1119-1132.
- Agostinho CA, Pelicice FM, Marques EE (2009) Reservatório de peixe angical: bases ecológicas para o manejo da ictiofauna. RiMa Editora, São Carlos.
- Allesina S, Pascual M (2008) Network structure, predator-prey modules, and stability in large food webs. *Theor Ecol* 1:55-64.
- Andrade PM, Braga F M S (2005) Diet and feeding of fish from Grande river, located below the Volta Grande reservoir, MG-SP. *Braz J Biol* 65:377-385.
- Berlow E L (1999). Strong effects of weak interactions in ecological communities. *Nature* 398:330-334.
- Berlow EL, Neutel AM, Cohen J E, Ruitter PC de, Ebenman B, Emmerson M, Fox JW, Jansen VAA, Jones JI, Kokkoris GD, Logofet DO, Mckane AJ, Montoya JM, Petchey O (2004) Interaction strengths in food webs: issues and opportunities. *J Anim Ecol* 73:585-598.
- Bruno JF, O'Connor MI (2005) Cascading effects of predator diversity and omnivory in a marine food web. *Ecol Lett* 8:1048-1056.
- Campos EP de (2007) Fenologia e chuva de sementes em floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil. Tese de doutorado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

- Cemig (2000) Guia Ilustrado da Bacia do Rio Grande. CEMIG/CETEC, Belo Horizonte.
- Cemig (2010) Rios de Minas/ Bacia do rio Grande. Disponível em: <www.portalpeixe vivo.com.br/rios.asp>. Acesso em 10.11. 2010.
- Cohen JE, Brian F, Newman CM (1990) Community Food Webs: Data and Theory. Springer, London.
- Courchamp F, Berec L, Gascoine J (2008) Alee effects in ecology and conservation. Oxford University Press, Oxford.
- Emmerson MC, Raffaelli D (2004) Predator–prey body size, interaction strength and the stability of a real food web. *J Anim Ecol* 73:399-409.
- Eveleigh ES, McCann KS, McCarthy PC, Pollock SJ, Lucarotti CJ, Morin B, McDougall GA, Strongman DB, Huber JT, Umbanhowar J, Faria LDB (2007) Fluctuations in density of an outbreak species drive diversity cascades in food webs. *Proc Natl Acad Sci USA* 104:16976-16981.
- Faria LDB, Umbanhowar J, McCann KS (2008) The long-term and transient implications of multiple predators in biocontrol. *Theor Ecol* 1:45-53.
- Faria LDB, Costa MI da S (2009) The interplay between predator's prey preference and environmental heterogeneity in food web long-term stability. *J Theor Biol* 258:339-343.
- Finke DL, Denno RF (2004) Predator diversity dampens trophic cascades. *Nature* 429:407-410.
- Flecker AS (1992) Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream: weak direct vs. strong indirect effects. *Ecology* 73:927-940.
- Gomiero LM, Braga FM de S (2008) Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Biota Neotrop* 8: 41-47.

- Hahn NS, Fugi R (2007) Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecol Brasilien* 11:469-480.
- Hastings A (1988) Food web theory and stability. *Ecology* 69:1665-1668.
- Kawakami E, Vazzoler G (1980) Método gráfico e estimativa de Índice Alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Bolm Inst Oceanogr* 29:205-207.
- McCann K, Hastings A, Huxel GR (1998) Weak trophic interactions and the balance of nature. *Nature* 395:794-798.
- McCann KS (2000) The diversity-stability debate. *Nature* 405:228-233.
- McCann K (2007) Protecting biostructure. Biodiversity researchers have focused on diversity at the cost of ignoring the networks of interactions between organisms that characterize ecosystems. *Nature* 446: 29.
- McPeck MA (1998) The consequences of changing the top predator in a food web: a comparative experimental approach. *Ecol Monogr* 68:1-23.
- Mérona B de, Vigouroux R (2006) Diet changes in fish species from a large reservoir in South America and their impact on the trophic structure of fish assemblages (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Annales de Limnologie -Int J Limnol* 42:53-61.
- Motta RL, Uieda VS (2008) Independent and interactive effects of a top and an intermediate fish species on the food web structure of a tropical stream. *Community Ecol* 9:73-82.
- Mugnai R, Nessimian JL, Baptista DF (2010) Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro. Technical Books, Rio de Janeiro.
- Paine RT (1966) Food web complexity and species diversity. *Am Nat* 100:65-75.

- Paine RT (1980) Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *J Anim Ecol* 49:667-685.
- Paine RT (1992) Food-web analysis through field measurement of per-capita interaction strength. *Nature* 355:73–75.
- Pimm SL (1979) The structure of food webs. *Theor Popul Biol* 16:144-158.
- Pimm SL (1984) The complexity and stability. *Nature* 307:321-326.
- Pimm SL, Lawton JH, Cohen JE (1992a) Food web patterns and their consequences. *Nature* 350:669-674.
- Pimm SL (1992b) The effects of food-web structure. In: Pimm, SL (eds) *The Balance of Nature. Ecological Issues in the Conservation of Species and Communities*. The University of Chicago Press, Chicago, pp 59-82.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC (1997) The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47:769-784.
- Polis GA, Anderson WB, Holt RD (1997) Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annu Rev Ecol Evol Systemat* 28:289-316.
- Pompeu P dos S, Reis LS dos, Gandini CV, Souza RCR de, Favero JM del (2009) The ichthyofauna of upper rio Capivari: defining conservation strategies based on the composition and distribution of fish species. *Neotrop Ichthyol* 7:659-666.
- Power ME, Dietrich WE, Finlay JC (1996) Dams and downstream, aquatic biodiversity: Potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environ Manage* 20:887-895.
- Rolan-Perez GR (1988) Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Colciencias, Fen.
- Rip JMK, McCann KS, Lynn DH, Fawcett S (2010) An experimental test of a fundamental food web motif. *Proc R Soc B* 277:1743–1749.

- Schmitz OJ (2006) Predators have large effects on ecosystem properties by changing plant diversity, not plant biomass. *Ecology* 87:1432-1437.
- Schmitz OJ (2008) Effects of predator hunting mode of grassland ecosystem function. *Science* 319:952-954.
- Solé RV, Montoya JM (2001) Complexity and fragility in ecological networks. *Proc R Soc London B* 268:2039–2045.
- Souza JS, Santo F del Bon E, Fontes MAL, Oliveira Filho AT, Botezelli L (2003) Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras, MG. *Rev Árvore* 27:185-206.
- Stassen MJM, Van de Ven MWPM, Van der Heide T, Hiza MAG, Van der Velde G, Smolders AJP (2010) Population dynamics of the migratory fish *Prochilodus lineatus* in a neotropical river: the relationships with river discharge, flood pulse, El Niño and fluvial megafan behaviour. *Neotrop Ichthyol* 8:113-122.
- Taylor BW, Flecker AS, Hall Jr. RO (2006) Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science* 313:833-836.
- Tilman D, Downing JA (1994) Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367: 363-365.
- Townsend CR, Begon M, Harper JL (2006) Fundamentos em ecologia. Artmed, Porto Alegre.
- Ward HB, Whipple GC (1959) Freshwater biology. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Wootton JT, Emmerson M (2005) Measurement of interaction strength in nature. *Ann Rev Ecol Evol Syst* 36:419-444.
- Zambaldi LPL (2010) Caracterização multitemporal das planícies de inundação dos rios Grande e Aiuruoca através da aplicação de técnicas de

sensoriamento remoto e SIG. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

Zar JH (2001) Biostatistical Analysis. Prentice Hall, Englewood Cliffs NJ.

Artigo redigido segundo normas exigidas pela Revista Oecologia, versão preliminar.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

O estudo da alimentação dos peixes pode ser uma importante ferramenta para avaliar o grau de conservação do meio em que vivem, uma vez que a alimentação das espécies é diretamente afetada pela abundância e variedade de recursos disponíveis. A maioria dos peixes modificou a dieta por efeito da sazonalidade, principalmente pela grande diferença na produtividade primária e no acesso aos variados itens alimentares na estação chuvosa e seca.

Além disso, a flutuação diária da vazão do rio também provocou mudanças na dieta de muitas espécies porque afetou a disponibilidade dos principais itens consumidos através do arraste de invertebrados e vegetais, e suspensão do sedimento. Como este trabalho foi pioneiro no Brasil, há grande necessidade de mais estudos avaliando o efeito do controle da vazão pelas usinas hidrelétricas sobre as comunidades biológicas. A ausência de trabalhos similares dificultou a comparação dos resultados obtidos com outras pesquisas que pudessem corroborar com os dados encontrados.

O impacto negativo da manipulação do fluxo do rio sobre a ictiofauna também foi comprovado pela instabilidade e variação nas forças de interação das estruturas tróficas. Toda a comunidade pode ser afetada por este distúrbio, que ao modificar as relações interespecíficas pode levar à extinção de espécies. Portanto, a manutenção da integridade dos ecossistemas deve estar vinculada ao conhecimento dos efeitos diretos e indiretos promovidos pela flutuação da vazão, no intuito de adotar medidas que associem as necessidades energéticas com a vazão mínima ecológica.