UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução

DIVERSIDADE α E β DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES, QUALIDADE DO AMBIENTE AQUÁTICO E INTERAÇÃO PEIXE-AMBIENTE, ALTO DO RIO PARANÁ, BRASIL CENTRAL

GOIÂNIA
2008

ANDRÉIA OLIVEIRA DE SANTANA

DIVERSIDADE α E β DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES, QUALIDADE DO AMBIENTE AQUÁTICO E INTERAÇÃO PEIXE-AMBIENTE, ALTO DO RIO PARANÁ, BRASIL CENTRAL

Dissertação de mestrado apresentada à Universidade Federal de Goiás como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE em ECOLOGIA E EVOLUÇÃO.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro

GOIÂNIA
2008

Aos meus pais:
Orlando da Silva Santana
Terezinha Joaquim de Oliveira Santana

Às minhas irmãs:
Adriana Oliveira de Santana
Amanda Carolina Oliveira de Santana

AGRADECIMENTOS

À Deus, minha inspiração e fonte de vida,

Ao meu orientador, Francisco Leonardo Tejerina Garro, pela oportunidade, paciência e pela valiosa orientação, que foram fundamentais para que este trabalho fosse realizado,

Ao Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) e à Empresa Saneamento de Goiás (SANEAGO) pelo financiamento dos trabalhos de campo, e à Fundação AROEIRA pelo apoio logístico,

Ao Centro de Biologia Aquática (CBA) da Universidade Católica de Goiás, pelo espaço concedido,

À doutoranda Tatiana Lima de Melo, pelo auxílio nas análises e boas sugestões dadas a este trabalho,

À equipe do Centro de Biologia Aquática pela colaboração e pela amizade: mestranda Alesandra Martins Dias, doutoranda Nicelly Braudes Araújo, mestre Luis Marcos Coelho e mestre Monique Pazete de Oliveira,

Ao técnico Waldeir Francisco de Menezes, pela ajuda em campo e ao doutorando Afonso Pereira Fialho pelas contribuições,

Aos professores e estudantes do programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade Federal de Goiás,

E em especial à minha família, pelo amor, incentivo e compreensão, que sem dúvidas foram minha base e me deram estrutura para que eu chegasse até aqui: Aos meus pais Orlando e Terezinha, às minhas irmãs Adriana e Amanda e ao meu namorado, Maicon Vinicius Souto Araújo. Amo vocês.

RESUMO

O presente estudo foi desenvolvido ao longo da calha do ribeirão João Leite afluente do rio Meia Ponte, alto da bacia do rio Paraná, Goiás. Foram determinados previamente cinco trechos amostrais de 500m de comprimento, onde foram realizadas as amostras das assembléias de peixes e medidos nove parâmetros ambientais (três hidromorfológicos e seis físico-químicos). Os peixes foram coletados durante o período de estiagem utilizando-se um jogo de redes de diferentes malhas (12, 15, 20, 25, 30, 35, 40 e 50mm entre nós) e cinco armadilhas; enquanto que os parâmetros ambientais foram medidos com equipamentos portáteis. A diversidade α foi verificada através dos descritores ecológicos abundância, riqueza, índice de Shannon-Wiener e uniformidade, e a β pelo Índice de Morisita-Horn, enquanto que as diferenças na qualidade do ambiente aquático entre os trechos amostrais foram verificadas através das curvas de k-dominância e abundância-biomassa (ABC) e a relação peixe-ambiente por uma análise de regressão múltipla tipo *stepwise*. Os atributos riqueza e diversidade de espécies aumentam no sentido montante-jusante, enquanto que as curvas de k-dominância e ABC mostraram que o trecho JL1 se encontra poluído; entretanto, as condições fisiográficas e oscilações ambientais podem ter influenciado esse padrão. Os parâmetros profundidade, largura e luminosidade foram responsáveis pela estruturação das assembléias de peixes. A maior abundância foi observada em trechos que apresentam calha estreita e elevada luminosidade, enquanto as maiores riqueza e diversidade foram encontradas para trechos com maior profundidade. A combinação atípica encontrada neste estudo, ou seja, uma calha estreita aliada a uma elevada luminosidade e abundância de peixes, pode ser explicada pela independência das espécies presentes no trecho em relação ao aporte de matéria orgânica a partir da mata ripária.

Palavras-chave: ribeirão João Leite, região neotropical, Centro-Oeste, biodiversidade, bioma Cerrado.

ABSTRACT

This study was conducted in the João Leite River affluent of the Meia Ponte River, upper Paraná River basin, Goiás State. Fish sampling and measure of nine environmental variables (three hydromorphological and six physicochemical) were conducted in five stretches of 500m along the main channel. Fish was collected during the low water period using nine nets of different meshes (12, 15, 20, 25, 30, 35, 40 and 50mm) and five minnow-traps, whereas the environmental parameters were measured with portable equipment. The α diversity was verified through the ecological descriptors abundance, richness, Index of Shannon-Wiener and uniformity, and the β diversity by the Morisita-Horn Index, whereas the quality of the aquatic environment between the stretches was evaluated by the k-dominance and abundance-biomass (ABC) curves and the fish-environment relationship by a multiple regression analysis. It was observed an increase of the richness and Shannon-Wiener diversity from upstream to downstream, while the k-dominance and ABC curves shown that stretch JL1 is polluted; however, the physiographic conditions and environmental oscillations can influence this pattern. The parameter water level, channel width and luminosity were responsible for the structure of the fish assemblages. High fish abundance was observed in stretches that present a narrow channel and high luminosity, while high values of richness and diversity were related to high water level. The atypical combination of a narrow channel allied to a high solar luminosity and fish abundance can be explained by the independence of the fish species in relation to the entry of available food from the riparian vegetation.

Key-words: João Leite River, Neotropical region, Center-West, biodiversity, Cerrado biome.

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

CAPÍTULO 1: DIVERSIDADE α, β E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AMBIENTE AQUÁTICO UTILIZANDO AS ASSEMBLÉIA DE PEIXES

Figura 1. Localização dos trechos amostrais (círculos pretos) ao longo da calha principal do ribeirão João Leite, alto do rio Paraná, Goiás. A área em cinza claro corresponde ao Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco e as em cinza escuro às principais áreas urbanas. A linha tracejada delimita a bacia 06

Figura 2. Curvas de rarefação, por ano de coleta, da ictiofauna dos três trechos amostrais na calha principal do Ribeirão João Leite (n = 251 indivíduos).... 14

Figura 3. Resultado da Análise de Correspondência Destendenciada (DCA). Círculos brancos = trecho amostral JL1, triângulos brancos = JL2, círculos pretos = JL3. Os números que acompanham os nomes dos trechos correspondem ao mês de coleta: 1 = junho/2005; 2 = agosto/2005; 3 = junho/2006; 4= agosto/2006 16

Figura 4. Distribuição de espécies na calha principal do ribeirão João Leite, GO. Rombos pretos = agregada; rombos claros = aleatória. api = *Apistogramma* sp.; astalt = *Astyanax altiparanae*; astfas = *Astyanax fasciatus*; astsp1 = *Astyanax* sp. 1; brysp = *Bryconamericus* sp.; cicpar = *Cichlasoma paranaense*; crebri = *Crenicichla britskii*; cypmod = *Cyphocharax modestus*; eigtri = *Eigenmannia trilineata*; galkne = *Galeocharax knerii*; hopmal = *Hoplias malabaricus*; hypanc = *Hypostomus ancistroides*; hypmar = *Hypostomus margaritifer*; hypreg = *Hypostomus regani*; knosp = *Knodus* sp.; laesp1 = *Laetacara* sp. 1; lepfri = *Leporinus friderici*; lepsp = *Leporinus* sp.; lepstri = *Leporinus striatus*; neopar = *Neoplecostomus paranensis*; parnas = *Parodon nasus*; piaarg = *Piabina argentea*; pimsp = *Pimelodella* sp.; prolin = *Prochilodus lineatus*; rhaque = *Rhamdia quelen*; rinlat = *Rineloricaria latirostris*; salhil = *Salminus hilarii*; schalt = *Schizodon altoparanae*; sersp = *Serrapinnus* sp.; steins = *Steindachnerina insculpta*. 17

Figura 5. Curvas de abundância resultantes da análise de k-dominância por ano de coleta para a ictiofauna dos três trechos amostrais na calha principal do ribeirão João Leite..... 18

Figura 6. Curvas ABC da ictiofauna, por ano de coleta, nos três trechos amostrais (JL1, JL2, JL3) na calha do ribeirão João Leite..... 19

Tabela I. Caracterização dos trechos amostrais na calha principal do Ribeirão João Leite, GO.. 07

Tabela II. Lista taxonômica das espécies de peixes e suas abundâncias nos três trechos amostrados na calha principal do ribeirão João Leite, seguindo a classificação proposta por Reis *et al*. (2003) 12
Tabela III. Média e desvio padrão (entre parênteses) dos descritores ecológicos da ictiofauna calculados para os trechos amostrais da calha principal do ribeirão João Leite. A abundância foi calculada usando $log_{2;}$ os valores significativos ($p < 0,05$) estão em negrito 13

CAPÍTULO 2: INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS AMBIENTAIS NA ESTRUTURA DAS ASSEMBLÉIA DE PEIXES

Figura 1. Localização dos trechos amostrais (círculos pretos) ao longo da calha principal do ribeirão João Leite, alto do rio Paraná, Goiás. A área em cinza claro corresponde ao Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco e as em cinza escuro às principais áreas urbanas. A linha tracejada delimita a bacia 26
Tabela I. Caracterização dos trechos amostrais na calha principal do Ribeirão João Leite, GO 28
Tabela II. Parâmetros ambientais coletados nos trechos amostrais na calha principal do ribeirão João Leite 30
Tabela III. Parâmetros ambientais e suas respectivas transformações prévias à análise de regressão múltipla. tng = tangente; arctan = arco da tangente.....33
Tabela IV. Lista taxonômica e abundância das espécies de peixes capturadas na calha principal do ribeirão João Leite, seguindo a classificação proposta por Reis *et al.* (2003) 34
Tabela V. Média e desvio padrão dos parâmetros ambientais coletados nos cinco trechos amostrais na sub-bacia do ribeirão João Leite, GO. n = 6 em todos os casos.....35
Tabela VI. Resultado da análise de regressão múltipla para os descritores ecológicos e os parâmetros ambientais 36
Tabela VII. Classificação dos parâmetros ambientais de acordo com o intervalo de classes. Classificação A = Alto, M = médio, B = baixo 37

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS iii
RESUMO iv
ABSTRACT v
LISTA DE FIGURAS E TABELAS vi
INTRODUÇÃO GERAL 1
CONCLUSÃO GERAL 42

CAPÍTULO 1: DIVERSIDADE α, β E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AMBIENTE AQUÁTICO UTILIZANDO AS ASSEMBLÉIA DE PEIXES

1 INTRODUÇÃO 03
2 METODOLOGIA 04
2.1 ÁREA DE ESTUDO 04
2.2 PROTOCOLO AMOSTRAL 05
2.3 ANÁLISE DOS DADOS 08
2.3.1 Diversidade α 08
2.3.2 Diversidade β 09
2.3.3 Qualidade do ambiente aquático 10
3 RESULTADOS 11
3.1 Diversidade α 11
3.2 Diversidade β 15
3.3 Qualidade do ambiente aquático 15
4 DISCUSSÃO 15

CAPÍTULO 2: INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS AMBIENTAIS NA ESTRUTURA DAS ASSEMBLÉIA DE PEIXES

1 INTRODUÇÃO 24
2 METODOLOGIA 25
2.1 ÁREA DE ESTUDO 25
2.2 PROTOCOLO AMOSTRAL 27
2.3 ANÁLISE DOS DADOS 29
3 RESULTADOS 32
4 DISCUSSÃO 38
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 43

INTRODUÇÃO GERAL

Ocupando cerca de 10,5% do território brasileiro, a bacia do rio Paraná é a segunda mais importante da América do Sul em termos de drenagem (AGOSTINHO e JÚLIO Jr., 1999), cobrindo 43% do estado de Goiás (LATRUBESSE e CARVALHO, 2006). Entretanto, considerando-se as bacias hidrográficas que drenam este estado (Paraná, Tocantins, Araguaia e São Francisco), estima-se que 62,3% da diversidade de organismos aquáticos seja desconhecida (TEJERINA-GARRO, 2006).

As unidades de conservação (UC) têm se mostrado importantes para a manutenção da diversidade de organismos, incluindo os peixes (AGOSTINHO *et al.*, 2005). A sub-bacia do ribeirão João Leite integra o Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco, uma importante UC instituída pela Lei n° 11.471, de 03 de julho de 1991 e Lei n° 11.878, de 30 de dezembro de 1992. Além de preservar a diversidade biológica, os recursos naturais e promover a utilização sustentável do ambiente natural, conforme estabelecido pela Lei n° 9.985, de 18 de junho de 2000, esta unidade tem como objetivo proteger um dos últimos vestígios da vegetação caracterizada como Mata Seca no Estado (RIBEIRO *et al.*, 1983).

Apesar dessa sub-bacia se localizar na cabeceira da bacia do rio Paraná em Goiás, e, portanto ser uma região propícia à ocorrência de espécies de peixes endêmicas e sensíveis a impactos antrópicos (SÁ *et al.*, 2003, TEJERINA-GARRO, 2006), os estudos desenvolvidos na seção desta bacia são escassos e recentes (FIALHO *et al.*, 2007; 2008), resultando na ausência de dados históricos. Esta situação se agrava pelas modificações ambientais que ocorrem na região. A degradação do bioma Cerrado por atividades agrícolas é uma delas, e um cenário alarmante é que restam apenas 22,66% da cobertura vegetal original deste Bioma no estado de Goiás (GALINKIN, 2003). Entretanto, na sub-bacia do ribeirão João Leite outros impactos também são encontrados, tais como a pecuária, a horticultura (NASCIMENTO, 1998) e o crescimento urbano intenso e desordenado, abrigando uma população de aproximadamente 1.600.000 habitantes distribuídos nas cidades de Goiânia e Anápolis, e os municípios de Goialândia, Nerópolis, Ouro Verde, Campo Limpo e Teresópolis de Goiás (IBGE, 2007), e mais recentemente a construção de um reservatório para fornecimento de água potável da cidade de

Goiânia e entorno, que já se encontra em fase de instalação. Neste caso, verifica-se que o barramento de rios é uma ameaça para a riqueza e diversidade de peixes, interrompendo rotas migratórias (HOFFMANN *et al.*, 2005) e promovendo o isolamento de espécies a montante. Outros impactos, tais como alterações dos parâmetros físico-químicos, criação e/ou eliminação de micro-hábitats (AGOSTINHO *et al.*, 2007) e instabilidade do trecho à jusante devido a mudanças no regime hidrológico (SMITH e PETRERE Jr., 2001; OLIVEIRA e LACERDA, 2004) também têm sido observados.

Tendo em vista estes aspectos, a primeira parte deste trabalho visa descrever a estrutura da assembléia de peixes presentes na calha principal do ribeirão João Leite e a qualidade do ambiente aquático no mesmo, enquanto que a segunda objetiva determinar os parâmetros ambientais responsáveis pela estruturação dessas assembléias.

CAPÍTULO 1: DIVERSIDADE α, β E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AMBIENTE AQUÁTICO UTILIZANDO AS ASSEMBLÉIA DE PEIXES

1 INTRODUÇÃO

Os peixes representam mais da metade das espécies de vertebrados vivos (HILSDORF e PETRERE Jr., 2002), e são considerados os mais antigos vertebrados do planeta (LOWE-McCONNELL, 1999). A ictiofauna neotropical, cujas estimativas de riqueza são de cerca de 8.000 espécies (SCHAEFER, 1998), contribui expressivamente nessa diversidade, com o Brasil apresentando um papel de destaque (AGOSTINHO *et al.*, 2005; BUCKUP *et al.*, 2007). Apesar disso, aproximadamente 40% das espécies desta fauna ainda não foram descritas (REIS *et al.,* 2003), e no alto da bacia do rio Paraná em Goiás, estudos sistematizados abordando a ictiofauna são recentes (BENEDITO-CECÍLIO *et al.* (2004) em afluentes no Parque Nacional das Emas; ARAÚJO e TEJERINA-GARRO (2007) em afluentes na sub-bacia do Ribeirão Ouvidor; PAVANELLI *et al.* (2007) no rio Corumbá; FIALHO *et al*. (2007, 2008) em afluentes do rio Meia Ponte); entretanto, na sub-bacia do ribeirão João Leite nenhum estudo foi desenvolvido.

As comunidades ictíicas não são iguais ao longo de um curso de água, devido à capacidade de dispersão das espécies e interações como competição e predação, (SUAREZ e PETRERE Jr., 2003; TEIXEIRA *et al.*, 2005) e às características dos hábitats (GORMAN e KARR, 1978; MEFFE e SHELDON, 1988), o que contribui na configuração dos padrões de diversidade. Os processos longitudinais auxiliam a compreensão desses fatores, e são importantes na elucidação da configuração espacial das comunidades de peixes (UIEDA e BARRETO, 1999). Neste aspecto, o conceito do rio contínuo (VANNOTE *et al*., 1980) estabelece que as condições físicas, químicas e bióticas se modificam ao longo de um gradiente, ou seja, no sentido montante-jusante, em função das condições geomorfológicas, promovendo forte influência sobre as comunidades biológicas. Um padrão associado a essa mudança em ecossistemas aquáticos é a adição de espécies (sentido montante-jusante), o que tem sido observado tanto em afluentes como na calha principal de rios em regiões temperadas (SHELDON, 1968; OSTRAND e WILDE 2002) e tropicais (ANGERMEIER e KARR, 1983; HYSLOP, 1998; PAVANELLI e

CARAMASCHI, 2003; CASATTI, 2005; TEIXEIRA *et al.,* 2005; PETRY e SCHULZ, 2006). Esta adição longitudinal, por sua vez, tem sido vinculada ao aumento da diversidade de hábitats (UIEDA e BARRETO, 1999; BISTONI e HUED, 2002). Por outro lado, o predomínio do processo de adição dependerá das condições fisiográficas do rio (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2005; SUAREZ e PETRERE Jr., 2006).

Os peixes estão no topo da cadeia alimentar aquática, se distribuem por diversos grupos tróficos (ARAÚJO, 1998) e hábitats (BECKER, 2002) e são sensíveis a muitas formas de distúrbios ambientais como, por exemplo, à degradação da vegetação ripária (BARRELLA *et al.*, 2001; MEADOR e GOLDSTEIN, 2003), aos efeitos decorrentes do uso do solo (SÁ *et al.*, 2003; CASATTI, 2004; CASATTI *et al*., 2006b) e à influência urbana (CUNICO *et al.*, 2006). Estas características, por sua vez, são eficientes na avaliação da integridade ambiental (MARCIANO, 2004; FERREIRA e CASATTI, 2006; PINTO *et al.*, 2006a), considerando-se que as alterações ambientais são refletidas nas comunidades aquáticas (TERRA *et al.*, 2005). A relação abundância/biomassa tem se destacado neste cenário (COECK *et al*., 1993; PENCZAK e KRUK, 1999; PINTO *et al.,* 2006b; CASATTI *et al.*, 2006a), visto que este método é útil para detecção de distúrbios físicos ou biológicos, assim como distúrbios causados pela poluição (*sensu* MAGURRAN, 2004).

O presente estudo objetiva responder às seguintes perguntas: 1) Os três trechos amostrados na calha principal do ribeirão João Leite apresentam semelhanças quanto à diversidade α da ictiofauna (abundância, diversidade de Shannon-Wiener, uniformidade, relação riqueza/abundância) no que diz respeito à posição dos mesmos ao longo da calha?; 2) Existe um padrão de variação da diversidade β entre estes trechos?; 3) Existem diferenças na qualidade ambiental entre os mesmos?

2 METODOLOGIA

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O ribeirão João Leite é afluente da margem esquerda do rio Meia Ponte, que pertence à bacia do rio Paranaíba, alto da bacia do rio Paraná em Goiás (Figura 1). O regime hidrológico local é caracterizado por uma taxa de precipitação pluviométrica entre 1.600 e 1.700mm, e a maior parte da mesma (92,27%) ocorre no período chuvoso (NASCIMENTO, 1998).

A área de drenagem abrange regiões cobertas por vegetação do tipo Cerrado, cujos remanescentes representativos estão localizados no Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco entre os trechos amostrais JL2 e JL3. O trecho JL1 é caracterizado pela menor profundidade e largura e o predomínio de corredeiras (Tabela I); neste trecho, a mata ripária, encontra-se interrompida por pastagens, e a montante do mesmo são observadas lavouras temporárias destinadas à produção hortifrutícola e pecuária. O trecho JL2 é caracterizado pela ocorrência de remansos, corredeiras e substrato composto predominantemente por troncos e cascalhos; a principal atividade antrópica observada no mesmo é a pecuária, e a mata ripária sofre interferência da mesma. O trecho JL3, localizado a jusante, tem como mesohabitat predominante os remansos e se caracteriza pela maior largura e profundidade; como atividades antrópicas predominantes, verificam-se a ocorrência de áreas urbanas (cidade de Goiânia) e a construção da barragem de abastecimento de água da área metropolitana de Goiânia (Tabela I).

2.2 PROTOCOLO AMOSTRAL

Foram amostrados três trechos da calha principal do ribeirão João Leite (Tabela I), que foram escolhidos considerando-se as facilidades de acesso. Cada extensão amostrada tinha 500m de comprimento, o que equivale à categoria “trecho” de acordo com a escala de hierarquia linear espacial de caracterização da divisão dos ecossistemas aquáticos proposta por Imhof *et al.* (1996).

A ictiofauna foi amostrada bimestralmente de janeiro de 2004 a dezembro de 2006; entretanto neste estudo foram utilizados apenas os dados de quatro coletas correspondentes aos meses de junho e agosto (estiagem) de 2005 e de 2006. O período de chuva não foi considerado, pois este tende a atenuar a variação espacial (THOMAZ *et al.*, 2007). Para coleta dos peixes foram utilizadas redes de diferentes malhas, o que possibilita a captura de indivíduos de diferentes tamanhos (HELSER e

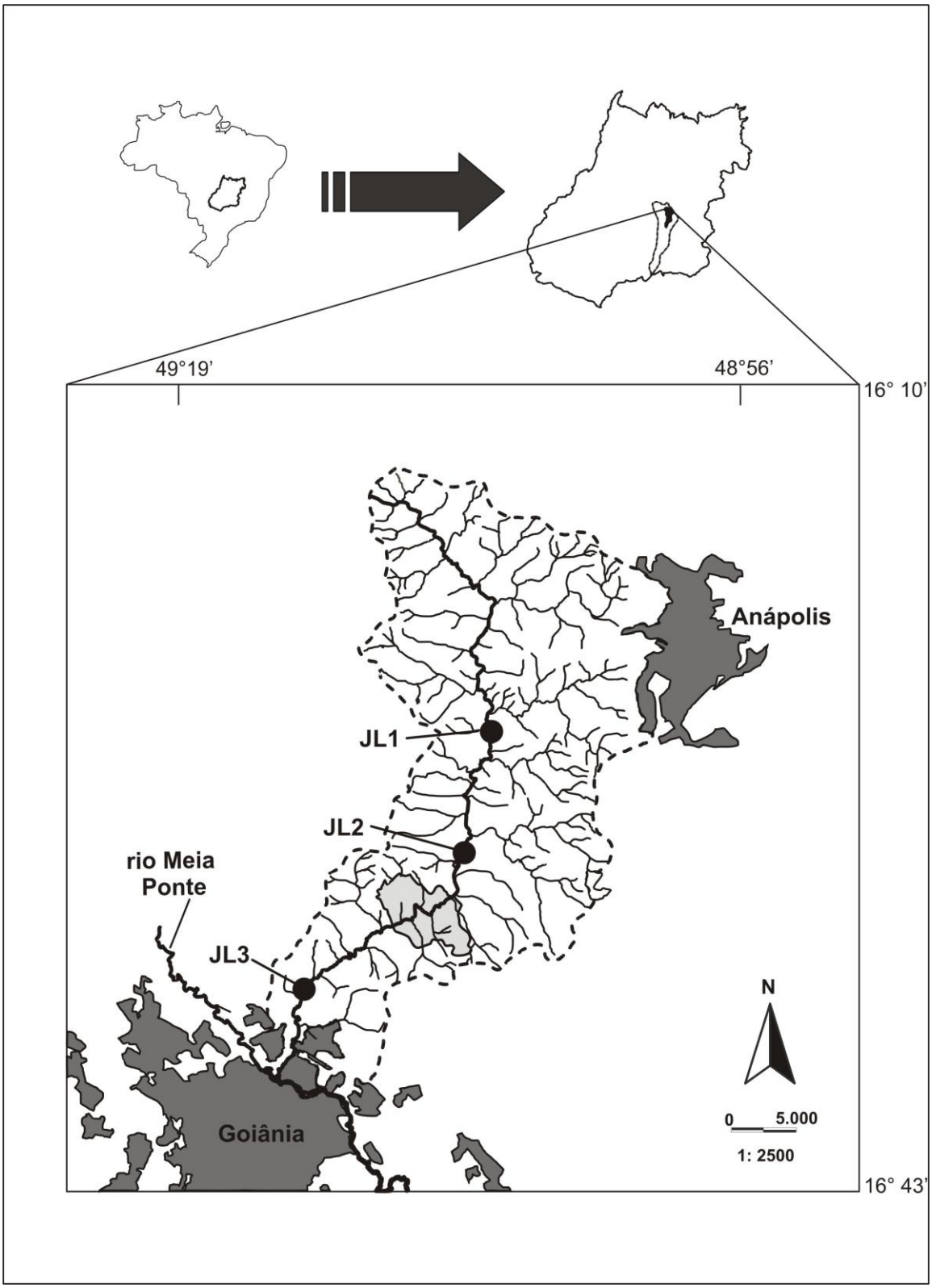

Figura 1. Localização dos trechos amostrais (círculos pretos) ao longo da calha principal do ribeirão João Leite, alto do rio Paraná, Goiás. A área em cinza claro corresponde ao Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco e as em cinza escuro às principais áreas urbanas. A linha tracejada delimita a bacia.

Tabela I – Caracterização dos trechos amostrais na calha principal do Ribeirão João Leite, GO.

Características	**JL1**	**JL2**	**JL3**
Coordenadas	16°22’32,7” S 49°06’03,0” W	16°30’14,8” S 49°07’22,8” W	16°34’29,3” S 49°13’47,4” W
Município	Anápolis	Terezópolis	Goiânia
Substrato predominante	rochas, cascalho	troncos, cascalho	areia, troncos, folhiço
Mesohabitat predominante	corredeira	corredeira e remanso	remanso
Largura média (m)	7,8	9,9	12,3
Profundidade máxima (m)	0,94	1,26	1,24

CONDREY, 1991), seguindo uma metodologia modificada de Tejerina-Garro e Mérona (2000) para cursos de água tropicais. Desta maneira, foi utilizado um jogo formado por redes das malhas 12, 15, 20, 25, 30, 35, 40 e 50mm entre nós adjacentes. Ainda, objetivando aumentar a representatividade da ictiofauna foram utilizadas cinco armadilhas (tipo Gee), que são eficazes na captura de peixes que forrageiam próximos ao fundo ou à vegetação marginal (UIEDA e CASTRO, 1999).

As redes e armadilhas foram montadas às 17h e retiradas às 7h da manhã seguinte permanecendo assim expostas por um período de 14h. O início e o fim de cada trecho foram balizados com fitas e georeferenciados utilizando-se um receptor GPS Garmin a fim de manter o mesmo trecho ao longo do período de amostragem.

Depois de capturados, os peixes foram colocados em sacos plásticos e armazenados em tambores plásticos contendo solução de formol a 10%. Após as coletas, os mesmos foram transportados para o laboratório do Centro de Biologia Aquática (CBA), da Universidade Católica de Goiás, onde foram identificados com o auxílio de chaves taxonômicas, sendo posteriormente pesados e medidos (comprimento padrão). Duplicatas dos peixes coletados foram enviadas para confirmação de identificação e depósito ao Laboratório de Ictiologia do Museu da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS).

2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Os dados da freqüência dos peixes coletados foram tabulados e organizados numa tabela espécie vs. local da amostragem (McCUNE e GRACE, 2002).

2.3.1 Diversidade α

A diversidade alfa foi estimada utilizando-se os seguintes descritores:

- Abundância absoluta, ou seja, número total de indivíduos capturados por espécie;
- Diversidade, obtida através do índice de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 2004). Os índices de diversidade mensuram a

distribuição de cada espécie através de sua abundância relativa (RICKLEFS, 1996):

$$H' = -\Sigma (pi) (\log_2 pi)$$

Onde:

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener;

pi = proporção de indivíduos encontrados em uma dada espécie;

$\log_2 pi$ = logaritmo na base 2 de pi.

- Uniformidade, utilizando-se o índice de Pielou, que mede a distribuição do número de indivíduos entre as espécies (MAGURRAN, 2004):

$$J = H' / \log_2 S$$

Onde:

J' = índice de uniformidade de Pielou;

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener;

$\log_2 S$ = logaritmo na base 2 da riqueza.

As possíveis diferenças da abundância, diversidade de Shannon-Wiener e uniformidade entre os trechos amostrados foram testadas através de uma análise de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) no programa STATISTICA 7.1©.

- Relação riqueza/abundância, estimada pelas curvas de rarefação (MAGURRAN, 2004). Esta análise possibilita verificar diferenças entre locais através da estimativa da riqueza. A fim de tornar as amostras comparáveis entre si, o número de espécies foi padronizado considerando o menor número de indivíduos coletados entre os três trechos (MAGURRAN, 2004).

A diversidade de Shannon-Wiener, a uniformidade e a rarefação foram calculadas utilizando-se o programa Biodiversity Professional 2.0©.

2.3.2 Diversidade β

Por meio do programa PCORD 3.11©, foi feita a ordenação da assembléia de peixes dos três trechos amostrados. As análises de ordenação são úteis na detecção de padrões de diversidade β (BINI, 2004); nesse sentido uma análise de

correspondência destendenciada (DCA) (HILL e GAUGH, 1980) foi realizada para encontrar padrões longitudinais. Seguidamente, os grupos resultantes desta análise foram submetidos a uma análise de similaridade (Índice de Morisita-Horn):

$$Im = 2\Sigma Pij\ Pik\ /\ \Sigma Pij^2 + \Sigma Pij^2$$

Onde:

Im = índice de similaridade de Morisita-Horn;

Pij, Pik = proporção da espécie i na amostra j e k.

Este índice varia de 0 a 1, e a similaridade da abundância relativa entre espécies pode ser considerada baixa (Im<0,50), moderada (0,50≤Im≤0,75) ou elevada (Im>0,75) (BRAGA e ANDRADE, 2005). Wolda (1981) destaca que o mesmo é útil por não depender do tamanho da amostra e da diversidade de espécies.

A distribuição espacial das espécies foi estimada pelo teste de chi-quadrado, o qual por intermédio dos parâmetros média e variância (KREBS, 1989) permite determinar se a distribuição das espécies é uniforme (média>variância), agregada (média<variância) ou aleatória. A referida análise foi conduzida no programa Biodiversity Professional 2.0©.

2.3.3 Qualidade do ambiente aquático

Estimada pelos seguintes métodos:

- Curvas de k-dominância, que plotam a porcentagem cumulativa de abundância por espécies ordenadas (MAGURRAN, 2004). Este método permite identificar perturbações sobre o ecossistema através do padrão de dominância das espécies, baseando-se na premissa de que espécies tolerantes são bem sucedidas em ambientes sujeitos a distúrbios ambientais (OTERO *et al.*, 2006);
- Curvas ABC; a relação entre número de indivíduos e biomassa permite fazer inferências do nível de distúrbio ambiental sobre as assembléias de organismos aquáticos (MAGURRAN, 2004), incluindo os peixes (PINTO *et al.,* 2006b). Neste caso, as curvas ABC assumem que em ambientes: i) não perturbados (*sensu* MAGURRAN, 2004) as

assembléias de peixes apresentam indivíduos de grande porte, que não são dominantes numericamente, mas apenas em termos de biomassa; ii) em ambientes moderadamente perturbados, espécies de grande porte são desfavorecidas e espécies oportunistas de pequeno porte tornam-se dominantes tanto em termos de abundância quanto biomassa; iii) perturbados, a dominância numérica das espécies de pequeno porte promove uma inversão das curvas, com a curva de abundância superando a biomassa.

Ambas as análises foram conduzidas no programa Biodiversity Professional 2.0©.

3 RESULTADOS

Foram capturados 826 indivíduos compreendendo 30 espécies, quatro ordens e dez famílias (Tabela II). As espécies com maior número de indivíduos capturados foram *Piabina argentea* (402 espécimes; 48,7% do total de indivíduos capturados) e *Hypostomus regani* (146; 17,7%), seguida por *Astyanax fasciatus* (42; 5,1%) e *Hypostomus margaritifer* (41; 5,0%).

A composição da ictiofauna em termos de abundância por família indicou predominância de Characidae (61,5%), seguida por Loricariidae (26,5%) e Anostomidae (3,9%). Das espécies coletadas, 70,2% pertencem à ordem Characiformes, 28,8% a Siluriformes, 0,8% a Perciformes e 0,1% a Gymnotiformes.

3.1 Diversidade α

O teste de Kruskal-Wallis indicou que a diversidade de Shannon-Wiener e a uniformidade apresentaram diferenças significativas entre os trechos amostrais ($p = 0,0183$; $p = 0,0498$, respectivamente), o que não ocorreu para a abundância ($p = 1,0000$) (Tabela III).

A análise de rarefação mostrou que o trecho JL1 apresentou a curva menos elevada de riqueza que JL2 e JL3, que apresentam curvas similares (Figura 2).

Tabela II – Lista taxonômica das espécies de peixes e suas abundâncias nos três trechos amostrados na calha principal do ribeirão João Leite, seguindo a classificação proposta por Reis *et al*. (2003).

ORDEM	**TRECHOS**					
Família	**2005**			**2006**		
Espécie	**JL1**	**JL2**	**JL3**	**JL1**	**JL2**	**JL3**
CHARACIFORMES						
Parodontidae						
Parodon nasus Kner, 1859	0	0	1	0	0	0
Anostomidae						
Leporinus friderici (Bloch, 1794)	0	1	0	0	0	0
Leporinus sp.	4	0	0	0	0	2
Leporinus striatus Kner, 1858	0	2	2	0	3	1
Schizodon altoparanae Garavello & Britski, 1990	0	4	10	0	0	3
Characidae						
Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000	4	3	3	2	12	2
Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)	7	5	8	12	9	1
Astyanax sp. 1	0	0	0	1	3	2
Bryconamericus sp.	0	1	6	4	0	0
Galeocharax knerii (Steindachner, 1875)	0	1	4	0	0	2
Knodus sp.	0	2	0	0	0	1
Piabina argentea Reinhardt, 1866	76	57	67	144	50	8
Salminus hilarii Valenciennes, 1850	0	2	1	0	0	2
Serrapinnus sp.	5	0	1	0	0	0
Erythrinidae						
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)	0	0	3	0	5	0
Curimatidae						
Cyphocharax modestus (Fernández-Yépez, 1948)	0	0	1	0	0	0
Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948)	0	9	3	1	8	0
Procholodontidae						
Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)	1	3	0	1	3	1
SILURIFORMES						
Loricariidae						
Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)	1	2	12	1	4	5
Hypostomus margaritifer (Regan, 1908)	0	9	4	2	12	14
Hypostomus regani (Ihering, 1905)	17	36	56	9	13	15
Neoplecostomus paranensis Langeani, 1990	0	0	2	0	1	1
Rineloricaria latirostris (Boulenger, 1900)	1	2	0	0	0	0
Pimelodidae						
Pimelodella sp.	0	1	3	1	3	0
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)	2	0	2	2	4	1
GYMNOTIFORMES						
Sternopygidae						
Eigenmannia trilineata López & Castello, 1966	0	1	0	0	0	0
PERCIFORMES						
Cichlidae						
Apistogramma sp.	0	0	1	0	0	0
Cichlasoma paranaense Kullander, 1983	0	2	0	0	0	0
Crenicichla britskii Kullander, 1982	0	1	0	0	2	0
Laetacara sp. 1	0	1	0	0	0	0

Tabela III. Média e desvio padrão (entre parênteses) dos descritores ecológicos da ictiofauna calculados para os trechos amostrais da calha principal do ribeirão João Leite. A abundância foi calculada usando log_2; os valores significativos ($p < 0,05$) estão em negrito.

Descritor	**Trecho**			**p**
	JL1	**JL2**	**JL3**	
Abundância	6,13	5,94	5,75	1.000
	(0,59)	(0,86)	(0,96)	
Shannon-Wienner	1,55	2,88	2,71	**0.018**
	(0,58)	(0,33)	(0,60)	
Uniformidade	0,53	0,78	0,76	**0.049**
	(0,20)	(0,12)	(0,11)	

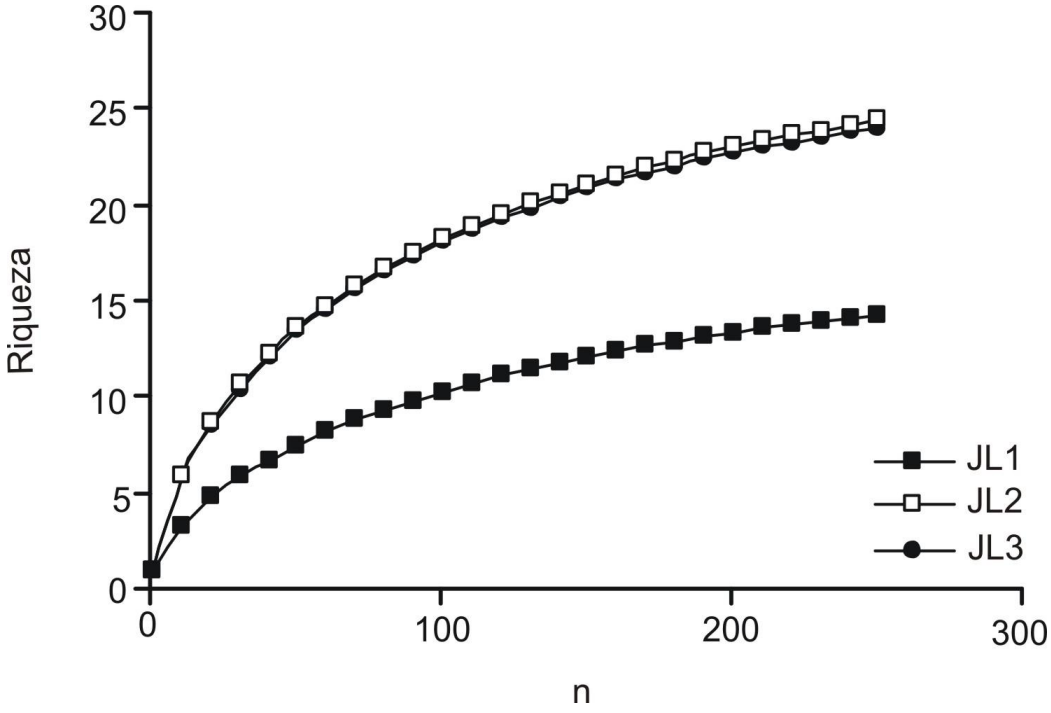

Figura 2. Curvas de rarefação, por ano de coleta, da ictiofauna dos três trechos amostrais na calha principal do Ribeirão João Leite (n = 251 indivíduos).

3.2 Diversidade β

Dois eixos da DCA foram retidos para interpretação (autovalor eixo 1 = 29%; eixo 2 = 12%; ambos explicam 41% da variabilidade observada). Os resultados indicam uma separação das assembléias de peixes por trecho amostral (Figura 3).

O índice de Morisita-Horn mostra que o trecho JL1 apresenta moderada similaridade com o trecho JL3 (0,67), enquanto que os trechos JL1 e JL2, e JL2 e JL3 apresentam elevada similaridade (0,81 e 0,93, respectivamente).

A análise da distribuição das espécies (Figura 4) indicou que algumas apresentaram distribuição agregada, ou seja, se concentram em partes da bacia como *P. argentea* e *Serrapinnus* sp. no trecho JL1; *H. malabaricus, S. insculpta* no JL2; e *S. altoparanae* e *H. ancistroides* no JL3. Por outro lado, há espécies que apresentaram distribuição aleatória, tais como *N. paranensis* e *P. lineatus*. Nenhuma espécie apresentou distribuição uniforme.

3.3 Qualidade do ambiente aquático

A análise das curvas de k-dominância mostrou diferenças entre os três trechos amostrados. O trecho JL1 apresentou curvas mais elevadas em ambos os anos que em JL2 e JL3, isto é, as assembléias de peixes apresentaram poucas espécies, porém com um grande número de indivíduos, sugerindo assim a influência das alterações ambientais locais sobre as assembléias de peixes, sendo que esta influência é menor nos trechos JL2 e JL3 (Figura 5).

As curvas ABC indicam que as assembléias de peixes do trecho JL1 apresentaram nos dois anos considerados uma inversão na relação abundância-biomassa esperada (curva da biomassa mais elevada que abundância), indicando que o ambiente se encontra perturbado (Figura 6). Esta inversão da relação esperada é também observada nos pontos JL2 e JL3 no ano de 2005.

4 DISCUSSÃO

Cerca de 10.000 espécies de peixes descritas são de água doce (HILSDORF e PETRERE Jr., 2002), e aproximadamente 26% destas se encontram em águas

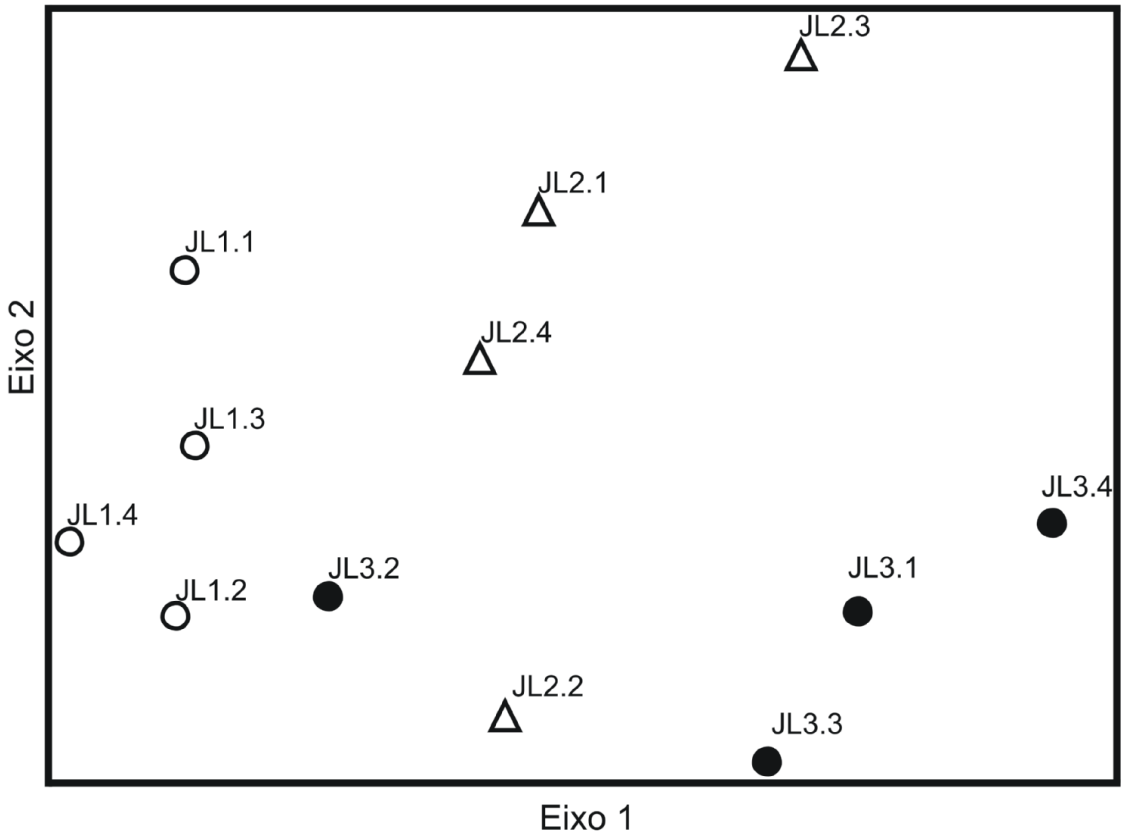

Figura 3. Resultado da Análise de Correspondência Destendenciada (DCA). Círculos brancos = trecho amostral JL1, triângulos brancos = JL2, círculos pretos = JL3. Os números que acompanham os nomes dos trechos correspondem ao mês de coleta: 1 = junho/2005; 2 = agosto/2005; 3 = junho/2006; 4= agosto/2006.

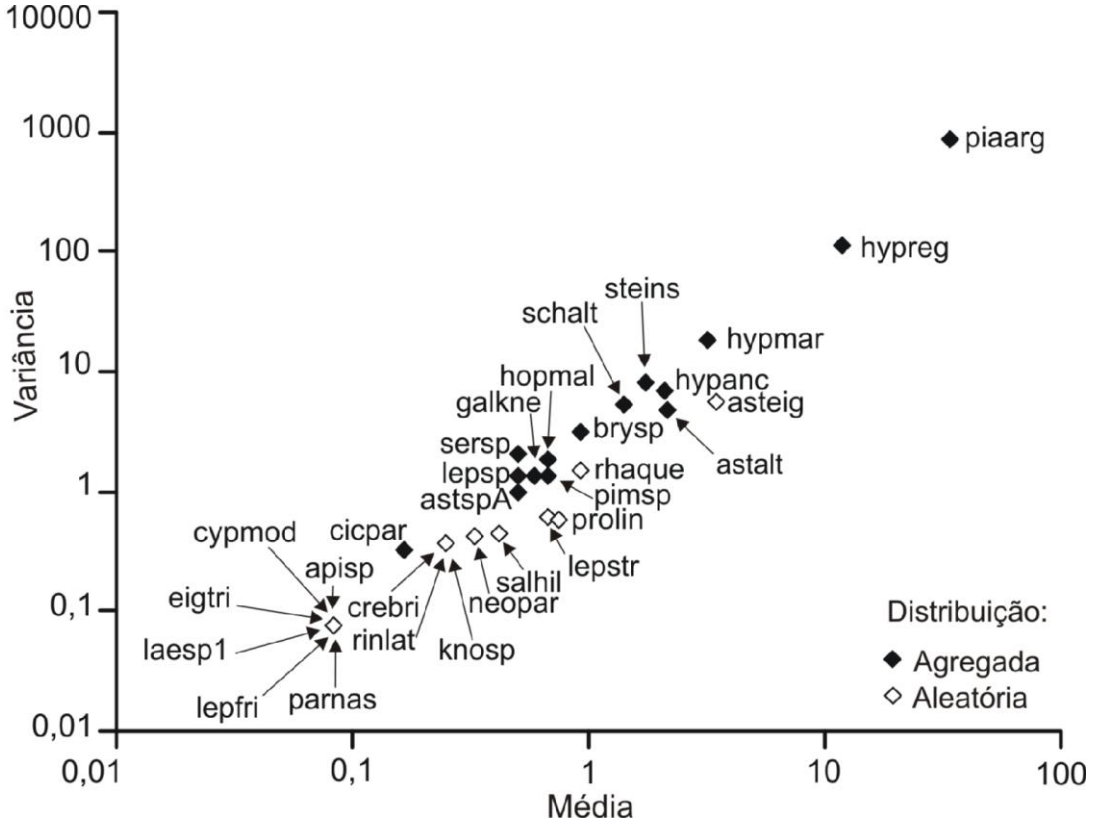

Figura 4. Distribuição de espécies na calha principal do ribeirão João Leite, GO. api = *Apistogramma* sp.; astalt = *Astyanax altiparanae*; astfas = *Astyanax fasciatus*; astsp1 = *Astyanax* sp. 1; brysp = *Bryconamericus* sp.; cicpar = *Cichlasoma paranaense*; crebri = *Crenicichla britskii*; cypmod = *Cyphocharax modestus*; eigtri = *Eigenmannia trilineata*; galkne = *Galeocharax knerii*; hopmal = *Hoplias malabaricus*; hypanc = *Hypostomus ancistroides*; hypmar = *Hypostomus margaritifer*; hypreg = *Hypostomus regani*; knosp = *Knodus* sp.; laesp1 = *Laetacara* sp. 1; lepfri = *Leporinus friderici*; lepsp = *Leporinus* sp.; lepstri = *Leporinus striatus*; neopar = *Neoplecostomus paranensis*; parnas = *Parodon nasus*; piaarg = *Piabina argentea*; pimsp = *Pimelodella* sp.; prolin = *Prochilodus lineatus*; rhaque = *Rhamdia quelen*; rinlat = *Rineloricaria latirostris*; salhil = *Salminus hilarii*; schalt = *Schizodon altoparanae*; sersp = *Serrapinnus* sp.; steins = *Steindachnerina insculpta*.

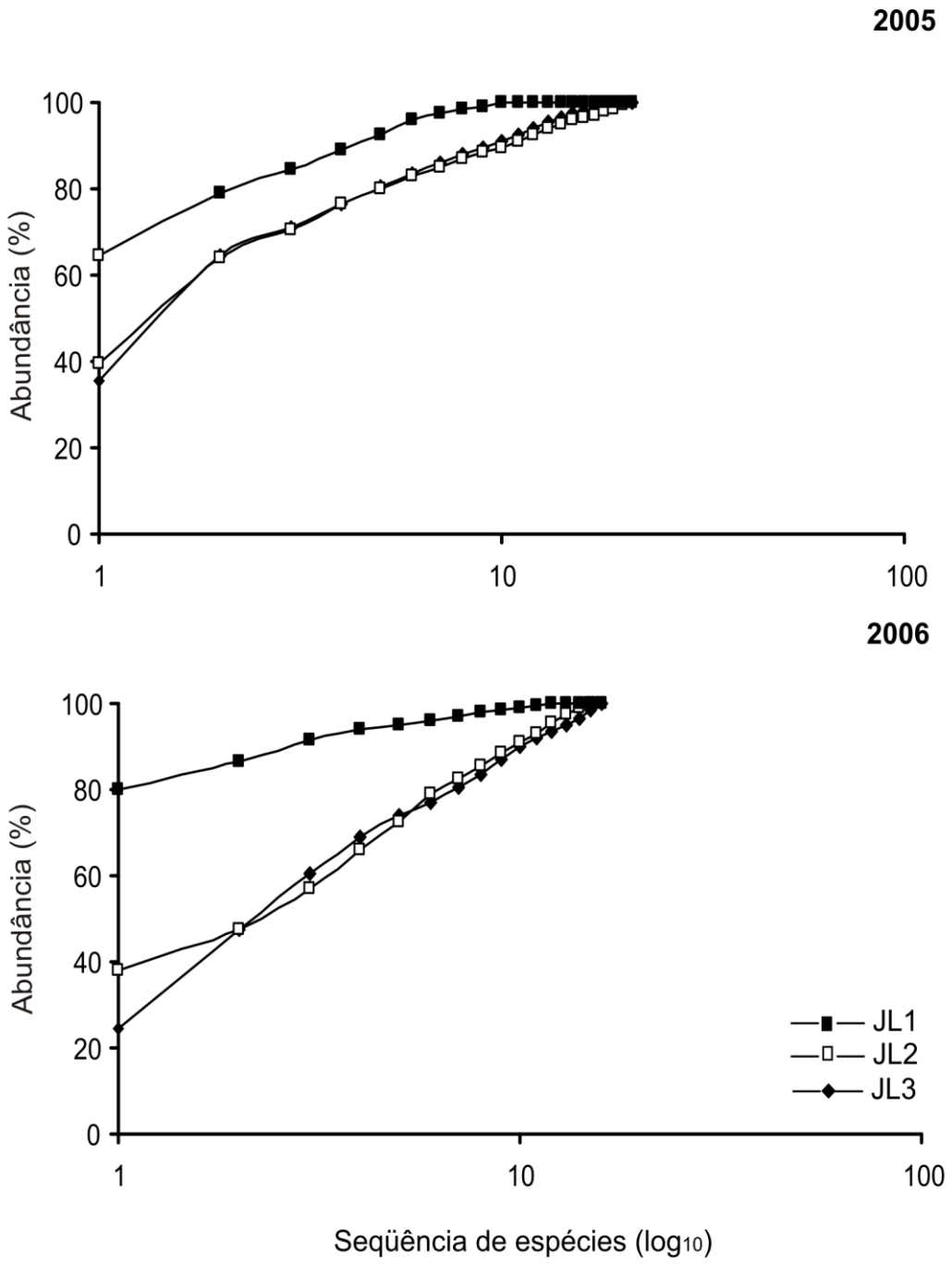

Figura 5. Curvas de abundância resultantes da análise de k-dominância por ano de coleta para a ictiofauna dos três trechos amostrais na calha principal do ribeirão João Leite.

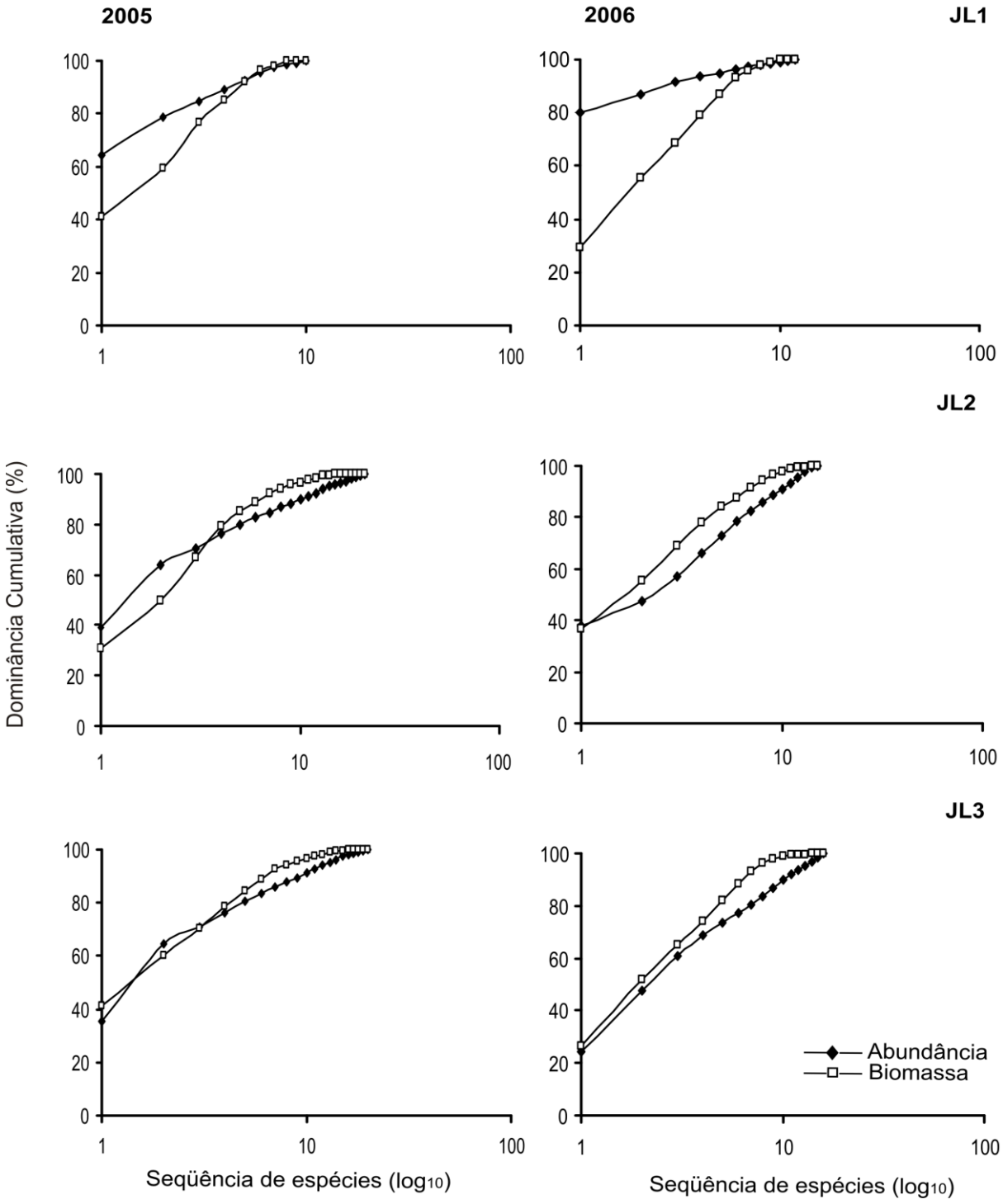

Figura 6. Curvas ABC da ictiofauna, por ano de coleta, nos três trechos amostrais (JL1, JL2, JL3) na calha do ribeirão João Leite.

brasileiras (BUCKUP *et al*., 2007). Para a bacia do Rio Paraná, em território brasileiro, as estimativas são de que sua fauna de peixes seja composta por 300espécies (AGOSTINHO *et al*., 2007).

Nas capturas da ictiofauna do ribeirão João Leite houve predomínio das ordens Characiformes e Siluriformes, refletindo a situação observada nos sistemas fluviais sul-americanos (AGOSTINHO *et al*., 1997b; AGOSTINHO e JÚLIO Jr., 1999; BUCKUP *et al.*, 2007). Nestas ordens, as famílias com maior número de espécies coletadas foram Characidae e Loricariidae, que representam aproximadamente 23% e 16%, respectivamente, do número de espécies dulcícolas descritas no Brasil (BUCKUP *et al.*, 2007). A abundância destas famílias, por sua vez, está relacionada à expressiva contribuição das espécies *P. argentea* (Characidae), uma espécie de fácil ocorrência em ecossistemas lóticos, tais como riachos e ribeirões, distribuída no alto do Rio Paraná, no Rio São Francisco e bacias do Leste (FIALHO e TEJERINA-GARRO, 2004; GRAÇA e PAVANELLI, 2007), e espécies do gênero *Hypostomus* (Loricariidae), o que pode ser vinculado às condições físicas do ambiente, tais como corredeiras e substrato rochoso (LOWE-McCONNELL, 1999; NAKATANI *et al.*, 2001).

Na sub-bacia do ribeirão João Leite foram coletadas 30 espécies. Esta riqueza é menor quando comparada à encontrada por Fialho *et al*. (2007) em 31 afluentes na bacia do rio Meia Ponte (52 espécies), a mesma do ribeirão João Leite. Por outro lado, a riqueza obtida neste estudo é similar à observada por Araújo e Tejerina-Garro (2007) em dez afluentes de primeira ordem na bacia do ribeirão Ouvidor (35 espécies). Entretanto, é necessário considerar que em ambos os trabalhos foram amostradas áreas diferentes e utilizados distintos métodos de captura, influenciando, portanto no esforço amostral, e consequentemente na riqueza (MAGURRAN, 2004).

Os valores dos descritores das assembléias de peixes dos trechos amostrados (riqueza, diversidade e uniformidade) são diferentes entre si, principalmente entre o trecho superior (JL1) e o inferior (JL3). A riqueza apresenta um padrão de adição longitudinal de espécies, ou seja, o número de espécies aumenta no sentido montante-jusante. Este padrão tem sido observado tanto em riachos (PAVANELLI e CARAMASHI, 2003; CASATTI, 2005) como em rios sul-americanos (UIEDA e BARRETO, 1999; BISTONI e HUED, 2002; TEIXEIRA *et al.,* 2005; PETRY e SCHULZ, 2006), podendo o mesmo ser atribuído à maior

complexidade e estabilidade dos hábitats à jusante (HORWITZ, 1978), corroborando o conceito de rio contínuo (VANNOTE *et al.*, 1980). A adição de espécies foi acompanhada por um aumento da diversidade ao longo do gradiente lótico, que é menor nos trechos superiores, seguindo o padrão encontrado em regiões temperadas e tropicais (UIEDA e BARRETO, 1999; OSTRAND e WILDE, 2002). Situação similar foi observada para a uniformidade, que foi influenciada pela predominância de *P. argentea* no trecho JL1, cuja freqüência relativa da mesma foi de 73,82% do total de exemplares capturados neste trecho.

A análise de similaridade da ictiofauna indica que os trechos JL1 e JL2 e JL2 e JL3 apresentam elevada similaridade. Esta elevada similaridade parece estar relacionada com a ausência de barreiras físicas, como cachoeiras ou outras transições geológicas súbitas, as quais restringem o deslocamento dos peixes (MATTHEWS, 1998). Porém, a diferença da ictiofauna entre os trechos localizados na cabeceira (JL1) e próximo da desembocadura (JL3), que apresentaram moderada similaridade, pode estar relacionada às condições hidromorfológicas do ambiente, o que é verificado através da preferência das espécies por estes trechos. Este seria o caso de *S. altoparanae* (média do comprimento padrão = 198,9 mm), uma espécie de canal (SILVANO e BEGOSSI, 2001), capturada predominantemente no JL3, onde a profundidade e a largura do canal são maiores (profundidade média = 1,09 m; largura média = 12,3 m) que nos outros trechos amostrados. Por sua vez, espécies de pequeno porte são predominantes em ambientes de cabeceira (SCHLOSSER, 1982; LOWE-McCONNELL, 1999), como no caso de *P. argentea* (média do comprimento padrão = 41,5 mm; Apêndice 1) e de *Serrapinnus* sp. (média do comprimento padrão = 31,8 mm; Apêndice 1) no trecho JL1 neste estudo. Por outro lado, o padrão de similaridade encontrado também pode ser explicado pelo tipo de hábitat explorado, ou seja, locais de remanso como o trecho JL2 são ambientes preferidos por *H. malabaricus* (BRITSKI *et al.*, 1988; NAKATANI *et al.*, 2001; FIALHO e TEJERINA-GARRO, 2004), *S. insculpta* (HOLZBACH *et al.,* 2005) e *A. altiparanae* (BENNEMANN *et al.*, 2005), enquanto que substratos formados por rochas, galhos e troncos, como observado no trecho JL3, se constituem em hábitats para forrageamento e proteção contra predadores (CASATTI, 2002; 2005) e são explorados, neste caso, pelo loricarídeo *H. ancistroides*.

O comportamento dos peixes influencia na configuração de seu padrão de distribuição espacial (BEGON, 2006). Entre as espécies que apresentam distribuição

agregada há indivíduos que apresentam tendências a formar grupos (RICKLEFS, 1996; BEGON, 2006) como a espécie *A. altiparanae*, coletada neste estudo, que vive em grupos de 20 a 30 indivíduos (CASATTI, 2005). Além disso, a formação de grupos (cardumes) pode aumentar o sucesso de forrageamento e diminuir o risco de predação (LACHLAN *et al.*, 1998; TIEN *et al*., 2004), um comportamento que parece comum a caracídeos de pequeno porte (CENEVIVA-BASTOS e CASATTI, 2007), o que pode explicar a distribuição agregada das espécies *Astyanax* sp. 1 e *Bryconamericus* sp.

A distribuição aleatória, por sua vez, ocorre quando os indivíduos estão distribuídos ao acaso em todos os trechos amostrados independente da posição de outros (RICKLEFS, 1996). Neste estudo, esta situação parece estar relacionada com a preferência por ambientes de riachos de cabeceira como no caso de *N. paranensis* (ZAWADZKI *et al*., 2004; BUCKUP *et al*., 2007) e *C. britskii* (GIBRAN *et al.*, 2001) e as estratégias reprodutivas das espécies migradoras, tais como *L. friderici*, *S. hilarii* e *P. lineatus* (NAKATANI *et al.*, 2001; AGOSTINHO *et al.*, 2003), isto é, estas se encontravam dispersas no momento das coletas (junho-agosto) para posteriormente formar cardumes no início do período de chuva (outubro).

As curvas de k-dominância e curvas ABC indicam que o ambiente aquático nos trechos amostrados se encontra perturbado (*sensu* MAGURRAN, 2004). No caso do trecho JL1, esta situação pode ser resultante do lançamento de efluentes domésticos e industriais pela cidade de Anápolis, carreados via ribeirão Jurubatuba (GALINKIN, 2003). Neste sentido, espécies tolerantes e que apresentam grande plasticidade alimentar tendem a ser dominantes numericamente com a intensificação das atividades antrópicas (TEIXEIRA *et al.*, 2005; OLIVEIRA e BENNEMANN, 2005). Com relação à alimentação, um critério importante na avaliação da qualidade do ambiente é o aumento da proporção de onívoros, visto que o oportunismo alimentar torna estas espécies bem sucedidas em ambientes que sofrem distúrbios, diferente das espécies que consomem itens alimentares específicos (ARAÚJO, 1998). Neste critério enquadra-se a espécie *P. argentea*, que apesar de insetívora pode apresentar comportamento oportunista (FERREIRA *et al.,* 2002), e *Leporinus* sp. que possui hábito alimentar onívoro (DURÃES *et al.*, 2001). Ainda, a presença de espécies no trecho JL1 pode estar relacionada com a resistência apresentada à poluição, como é o caso de *A. fasciatus* (SCHULZ e MARTINS-JUNIOR, 2001). Nos trechos JL2 e JL3, por sua vez, há oscilações das condições ambientais, ou seja, a

influência dos distúrbios não persiste temporalmente, o que sugere que estes podem não ser tão severos permitindo a recuperação do ambiente (FOLKE, 2003).

Por outro lado, é importante ressaltar que a influência de impactos (sugeridas pelas curvas de k-dominância e ABC) pode ser uma conseqüência das características naturais do ambiente. O tamanho das espécies de peixes geralmente aumenta no sentido montante-jusante (MATTHEWS, 1998), e a instabilidade das condições ambientais pode influenciar este padrão (SHIBATTA e CHEIDA, 2003), uma vez que regiões de cabeceira são naturalmente sujeitas a uma maior variabilidade temporal e são freqüentemente dominadas por espécies tolerantes a condições ambientais extremas, diferente das regiões à jusante (OSTRAND e WILDE, 2002). Considerando-se que um ambiente instável favorece espécies de peixes pequenos (r-estrategistas) (CASTRO, 1999), o predomínio de peixes de pequeno porte no trecho JL1 (cabeceira) pode estar influenciando positivamente no padrão encontrado (curva de abundância mais elevada que a de biomassa). Nos ambientes a jusante, por sua vez, é esperado encontrar espécies de maior porte, promovendo uma situação inversa (curva de biomassa mais elevada que a abundância).

Os resultados encontrados neste estudo podem vir contribuir ao planejamento da conservação do ambiente aquático na bacia em estudo, tendo em vista a intensificação das atividades antrópicas na mesma, apesar desta constituir uma Área de Preservação Ambiental. Neste caso, estudos envolvendo a comparação de ambientes preservados e não preservados na bacia, e que quantifiquem os efeitos dos impactos decorrentes das atividades antropogênicas são necessários, assim como estes relativos à persistência e resiliência das assembléias de peixes face às perturbações ambientais.

CAPÍTULO 2: INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS AMBIENTAIS NA ESTRUTURA DAS ASSEMBLÉIA DE PEIXES

1 INTRODUÇÃO

Os padrões de distribuição e abundância dos organismos respondem a variações ambientais numa escala espacial e temporal (SCARSBROOK e TOWNSEND, 1993; MATTHEWS, 1998). Em rios as modificações dos parâmetros ambientais podem ser percebidas longitudinalmente (VANNOTE *et al.*, 1980; GILLER e MALMQVIST, 1998), uma vez que trechos de diferentes ordens apresentam diferenças marcantes quantos aos mesmos, promovendo uma organização diferenciada das comunidades bióticas, tais como as de peixes (MATTHEWS, 1998; UIEDA e BARRETO, 1999; BRIGANTE *et al*., 2003). Além disso, em ambientes de cabeceiras as oscilações ambientais são extremas, e estes são frequentemente explorados por espécies com adaptações fisiológicas, diferente da região próxima à desembocadura, que tem maior estabilidade ambiental permitindo a coexistência de um maior número de espécies (OSTRAND e WILDE, 2002).

A escala utilizada também é importante para determinar quais processos predominam na estruturação das assembléias de peixes. Fatores bióticos, como competição e predação se destacam na escala local, enquanto na escala regional os parâmetros geomorfológicos e hidrológicos são importantes para a compreensão da estrutura dessas assembléias (JACKSON *et al.*, 2001; TEJERINA-GARRO e MÉRONA, 2001).

Geralmente, os diferentes processos limnológicos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos não podem ser representados por poucos parâmetros (UIEDA e BARRETO, 1999; BINI, 2004). Por exemplo, parâmetros como luminosidade, substrato da calha e velocidade da corrente estão relacionados com processos como produção e respiração (BRIGANTE *et al.*, 2003), que por sua vez são uma função da ordem do rio, ou seja, na cabeceira há grande influência da vegetação ripária, e como conseqüência a produtividade autóctone é baixa,

enquanto que o aumento na ordem do rio é associado com o aumento da insolação e diminuição da velocidade da correnteza, o que possibilita a existência de algas e macrófitas e concomitantemente levam à maior produção primária (VANNOTE *et al*., 1980). Outros parâmetros, tais como profundidade da água, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, largura da calha, também são importantes na estruturação das assembléias de peixes (TEJERINA-GARRO *et al*., 2005), podendo ser alteradas por atividades antrópicas (PENCZAK *et al*., 1994; PAVANELLI e CARAMASHI, 2003; FIALHO *et al.*, 2008).

No alto da bacia do rio Paraná em Goiás, os estudos com esta abordagem são recentes, como é o caso de Araújo (2006) em afluentes do ribeirão Ouvidor, a qual verificou que parâmetros como velocidade de água, largura da calha principal e temperatura da água influenciam na assembléia de peixes; de Fialho *et al.* (2008) em afluentes do rio Meia Ponte, o qual observou que as assembléias de peixes são estruturadas pelo pH, temperatura da água, condutividade, oxigênio dissolvido e turbidez. No entanto, no ribeirão João Leite nenhum estudo abordando a interação peixe-hábitat foi desenvolvido.

O presente estudo visa responder à seguinte pergunta: quais entre os nove parâmetros ambientais considerados (três hidromorfológicos e seis físico-químicos) são responsáveis pela estrutura da assembléia de peixes em cinco trechos distribuídos ao longo da calha principal do ribeirão João Leite?

2 METODOLOGIA

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O ribeirão João Leite é afluente da margem esquerda do rio Meia Ponte, este último pertencente à bacia do rio Paranaíba, alto da bacia do rio Paraná em Goiás (Figura 1). O regime hidrológico local é caracterizado por uma taxa de precipitação pluviométrica entre 1.600 e 1.700mm, e a maior parte da mesma (92,27%) ocorre no período chuvoso (NASCIMENTO, 1998).

A área de drenagem abrange regiões cobertas por vegetação do tipo cerrado, cujos remanescentes estão localizados no Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco, onde se localiza o trecho JL3. O trecho JL1 é caracterizado pela menor

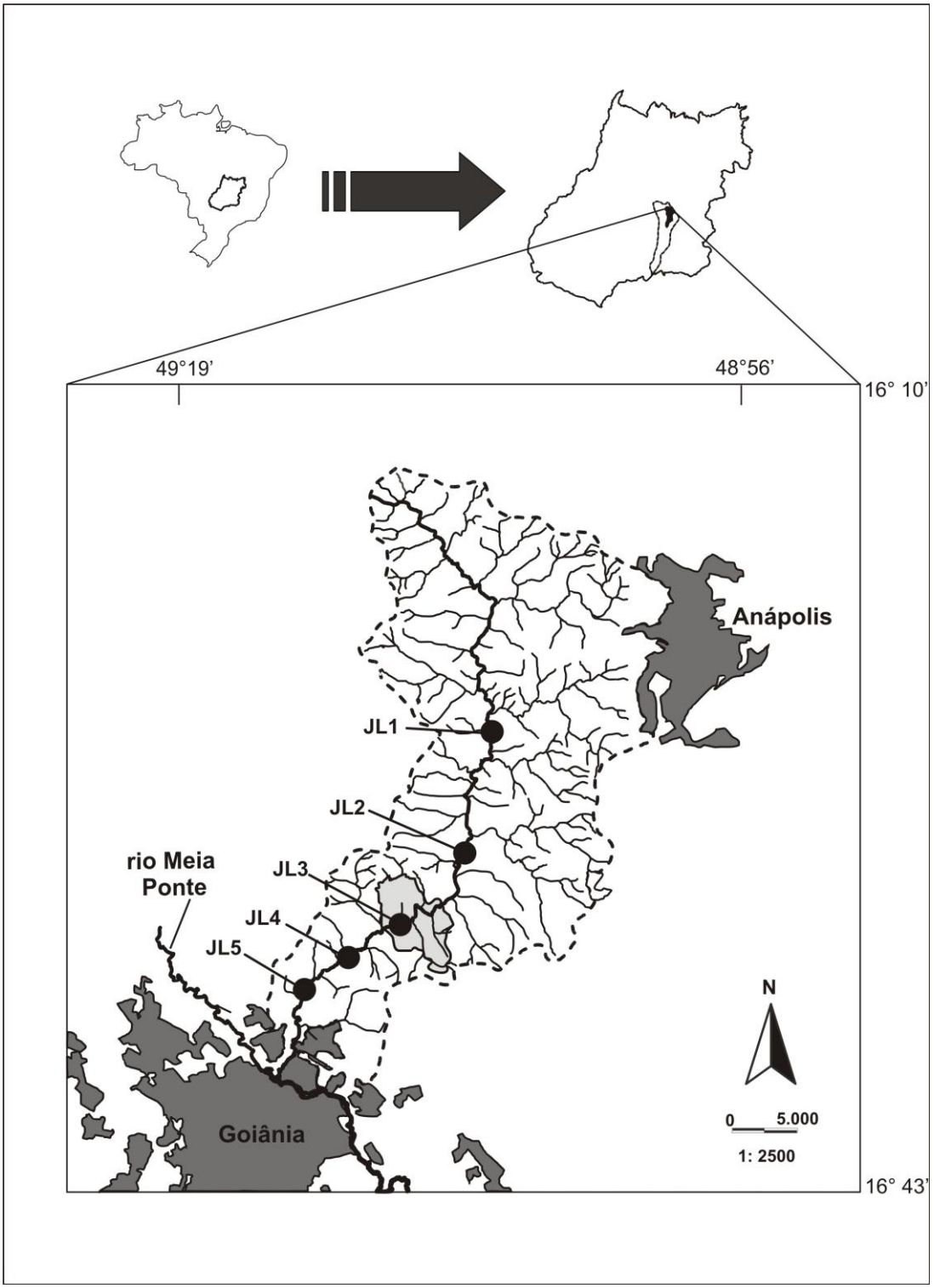

Figura 1. Localização dos trechos amostrais (círculos pretos) ao longo da calha principal do ribeirão João Leite, alto do rio Paraná, Goiás. A área em cinza claro corresponde ao Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco e as em cinza escuro às principais áreas urbanas. A linha tracejada delimita a bacia.

profundidade e largura e o predomínio de corredeiras (Tabela I); neste trecho, a mata ripária, encontra-se interrompida por pastagens, e a montante do mesmo são observadas lavouras temporárias destinadas à produção hortifrutícola e pecuária. O trecho JL2 é caracterizado pela ocorrência de remansos e corredeiras, com substrato composto predominantemente por troncos e cascalhos; a principal atividade antrópica observada no mesmo é a pecuária, e a mata ripária sofre interferência da mesma. O trecho JL5, localizado a jusante, tem como mesohabitat predominante os remansos e se caracteriza pela maior largura e profundidade; como atividades antrópicas predominantes, verificam-se a ocorrência de áreas urbanas (cidade de Goiânia) e a construção da barragem de abastecimento de água da área metropolitana de Goiânia (Tabela I).

2.2 PROTOCOLO AMOSTRAL

Foram amostrados cinco trechos da calha principal do ribeirão João Leite (Tabela I), que foram escolhidos considerando-se as facilidades de acesso. Cada extensão amostrada tinha 500m de comprimento, o que equivale à categoria “trecho” de acordo com a escala de hierarquia linear espacial de caracterização da divisão dos ecossistemas aquáticos proposta por Imhof *et al.* (1996).

A ictiofauna e os parâmetros ambientais foram amostrados bimestralmente de janeiro de 2004 a outubro de 2006, entretanto neste estudo foram utilizados apenas os dados de seis coletas correspondentes aos meses de junho e agosto (estiagem), dos três anos de coleta.

Na coleta dos peixes foram utilizadas redes de diferentes malhas para captura de indivíduos de diferentes tamanhos (HELSER e CONDREY, 1991), seguindo uma metodologia modificada de Tejerina-Garro e Mérona (2000) para cursos de água tropicais. Desta maneira, foi utilizado um jogo formado por redes das malhas 12, 15, 20, 25, 30, 35, 40 e 50mm entre nós. Ainda, objetivando aumentar a representatividade da ictiofauna foram utilizadas cinco armadilhas tipo Gee, que são eficazes na captura de peixes que forrageiam próximos ao fundo ou à vegetação marginal (UIEDA e CASTRO, 1999). As redes e armadilhas foram montadas às 17h e retiradas às 7h da manhã seguinte permanecendo assim expostas por um período de 14h. O início e o fim de cada trecho foram balizados com fitas e georeferenciados

Tabela I – Caracterização dos trechos amostrais na calha principal do Ribeirão João Leite, GO.

Características	**JL1**	**JL2**	**JL3**	**JL4**	**JL5**
Coordenadas	16°22’32,7” S	16°30’14,8” S	16°32’03.8” S	16°33’30.8” S	16°34’29,3” S
	49°06’03,0” W	49°07’22,8” W	49°09’49.6” W	49°12’21.5” W	49°13’47,4” W
Município	Anápolis	Terezópolis	Goianápolis	Goianápolis	Goiânia
Substrato predominante	rochas, cascalho	troncos, cascalho	troncos, cascalho	areia, troncos	areia, troncos, folhiço
Mesohabitat predominante	corredeira	corredeira e remanso	corredeira e remanso	corredeira e remanso	remanso
Largura média (m)	7,5	9,3	9,8	10,1	10,8
Profundidade máxima (m)	0,9	1,4	1,7	1,3	1,5

utilizando-se um receptor GPS Garmin a fim de manter o mesmo trecho ao longo do período de amostragem.

Depois de capturados, os peixes foram colocados em sacos plásticos e posteriormente armazenados em tambores plásticos contendo solução de formol a 10%. Após as coletas os mesmos foram transportados para o laboratório do Centro de Biologia Aquática (CBA), da Universidade Católica de Goiás, onde foram identificados taxonomicamente, pesados e medidos. Duplicatas dos peixes coletados foram enviadas para confirmação de identificação e depósito ao Laboratório de Ictiologia do Museu da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS).

A coleta dos parâmetros ambientais foi realizada ao longo do trecho demarcado com o auxílio de equipamentos portáteis específicos (Tabela II). Os parâmetros velocidade da água, largura da calha, profundidade da coluna da água e luminosidade foram avaliadas em cada transecto; o oxigênio dissolvido e a temperatura da água foram medidos no primeiro, terceiro e sexto transectos. Por outro lado, o pH, a condutividade e a turbidez foram medidos apenas no centro do trecho amostrado. Os valores dos parâmetros utilizados nas análises foram a média, no caso da profundidade, velocidade, luminosidade e largura, e o valor pontual para a temperatura da água e oxigênio dissolvido.

2.3 ANÁLISE DOS DADOS

As matrizes foram montadas de acordo com McCune e Grace (2002), com os locais dispostos nas linhas e as espécies ou os parâmetros ambientais nas colunas.

A assembléia de peixes foi caracterizada pelos seguintes descritores ecológicos:

- Abundância absoluta, ou seja, número total de indivíduos capturados por espécie;
- Riqueza, que corresponde ao número de espécies de um dado táxon (MAGURRAN, 2004);
- Diversidade, obtida através do índice de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 2004). Os índices de diversidade mensuram a distribuição de cada espécie através de sua abundância relativa (RICKLEFS, 1996):

Tabela II – Parâmetros ambientais coletados nos trechos amostrais na calha principal do ribeirão João Leite.

Tipo	Parâmetro	Código	Equipamento
Hidromorfológico	Largura da calha (m)	LAR	Corda métrica
	Profundidade da coluna da água (m)	PROF	Medidor graduado
	Velocidade da água (cm/s)	VEL	Fluxômetro General Oceanic
Físico-químico	Temperatura (°C)	TAG	Oxímetro Lutron DO-5510
	Luminosidade (lux)	LUM	Fotômetro Polaris
	Oxigênio dissolvido (mg/L)	OD	Oxímetro Lutron DO-5510
	pH	pH	phmetro Lutron PH-206
	Condutividade ($\mu S/cm^{-1}$)	COND	Condutivímetro WTW315i
	Turbidez (UTN)	TURB	Turbidímetro LaMotta2020

$$H' = -\Sigma\ (pi)\ (\log_2 pi)$$

Onde:

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener;

pi = proporção de indivíduos encontrados em uma dada espécie;

$\log_2 pi$ = logaritmo na base 2 de pi.

- Uniformidade, utilizando-se o índice de Pielou, a qual mede a distribuição do número de indivíduos entre as espécies (MAGURRAN, 2004):

$$J = H' / \log_2 S$$

Onde:

J' = índice de uniformidade de Pielou;

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener;

$\log_2 S$ = logaritmo na base 2 da riqueza.

A diversidade de Shannon-Wiener e a uniformidade foram calculadas utilizando-se o programa Biodiversity Professional 2.0©.

Para determinar quais parâmetros ambientais influenciam na assembléia de peixes (caracterizada pelos descritores ecológicos), foi realizada uma análise de regressão múltipla do tipo *stepwise forward* na construção do modelo; neste tipo de seleção, a equação começa vazia e cada preditor entra, um por um, na equação (PHILIPPI, 1993) evitando assim a colinearidade entre variáveis.

O modelo de regressão linear múltipla pode ser definido como:

$$D = a + b1P1 + b2P2 + ... + bnPn + erro$$

Onde:

D = descritor ecológico;

a = intercepto;

P1, P2, ...Pn = parâmetros ambientais;

b1, b2, bn = coeficientes da regressão;

erro = resíduo da relação.

Para utilização deste modelo, os seguintes pressupostos foram verificados: (i) linearidade; (ii) normalidade; e (iii) homogeneidade das variâncias (PHILIPPI, 1993). A normalidade e homogeneidade foram testadas e os dados previamente transformados (Tabela III); a normalidade foi verificada através do teste de Shapiro-Wilks ($p > 0,05$). As análises dos resíduos foram realizadas *a posteriori* para cada descritor ecológico a fim de verificar a presença de valores discrepantes (*outliers*). Todas as transformações das variáveis e as análises foram conduzidas no programa STATISTICA 7.1©.

Posteriormente e visando descrever a relação entre os descritores ecológicos e os parâmetros ambientais significativos resultantes da análise de regressão múltipla, estes últimos foram classificados individualmente num intervalo de classes.

3 RESULTADOS

Foram capturados 2028 indivíduos, pertencentes a 44 espécies, 13 famílias e 4 ordens (Tabela IV). Os valores médios e o desvio padrão dos parâmetros ambientais coletados ao longo do período considerado neste estudo estão representados na Tabela V.

A regressão múltipla mostrou que a abundância está correlacionada negativamente à largura da calha e positivamente à luminosidade ($r^2 = 0,342$; $F = 4,460$; $N = 30$; $p = 0,044$) (Tabela VI), isto é, a abundância aumenta em trechos que são estreitos e iluminados como observado em JL1 (abundância = 136 indivíduos; largura = 6,8 m; luminosidade = 11,8 lux no período 2004/2; abundância = 116 indivíduos; largura = 9 m; luminosidade = 11,17 no período 2006/2) (Tabela VII).

A riqueza, por sua vez, está correlacionada negativamente com a largura da calha e positivamente com a profundidade da coluna da água ($r^2 = 0,312$; $F = 4,211$; $N = 30$; $p = 0,049$), enquanto que a diversidade mostrou uma correlação positiva com a profundidade ($r^2 = 0,151$; $F = 4,984$; $N = 30$; $p = 0,033$) (Tabela VI), ou seja, maior riqueza e diversidade ocorrem em locais com maior profundidade (riqueza = 17 espécies, diversidade = 3,195 bits/indivíduos, profundidade = 1,69 m em JL3; riqueza = 14, diversidade = 3,179 bits/indivíduos, profundidade = 1,52 m em JL5, ambos no período 2004/1) (Tabela VII). Nenhuma relação significativa entre a uniformidade e os parâmetros ambientais foi verificada ($r^2 = 0,126$; $F = 4,055$; $N =$

Tabela III. Parâmetros ambientais e suas respectivas transformações prévias à análise de regressão múltipla. tng = tangente; arctan = arco da tangente.

Parâmetro ambiental	Transformação
Temperatura da água (°C)	centralização
Oxigênio dissolvido (mg/l)	tng(x)
pH	acrtan(x)
Condutividade (mS.cm-1)	centralização
Turbidez (UNT)	acrtan(x)
Profundidade da coluna da água (m)	centralização
Velocidade da água (cm/s)	centralização
Luminosidade (lux)	centralização
Largura da calha (m)	centralização

Tabela IV – Lista taxonômica e abundância das espécies de peixes capturadas na calha principal do ribeirão João Leite, seguindo a classificação proposta por Reis *et al.* (2003).

ORDEM/ Família/ *Espécie*	**TRECHOS**				
	JL1	**JL2**	**JL3**	**JL4**	**JL5**
ORDEM CHARACIFORMES					
Família Parodontidae					
Apareiodon piracicabae (Eigenmann, 1907)	1	0	0	0	0
Parodon nasus Kner, 1859	1	0	1	0	0
Família Anostomidae					
Leporinus friderici (Bloch, 1794)	0	1	0	0	4
Leporinus microphthalmus (Garavello, 1989)	0	0	0	0	1
Leporinus sp.	17	0	5	0	6
Leporinus sp. 2	1	2	0	0	0
Leporinus striatus Kner, 1858	2	3	5	2	0
Leporinus trifasciatus Steindachner, 1876	0	1	0	0	0
Schizodon altoparanae Garavello & Britski, 1990	4	5	11	9	9
Família Characidae					
Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000	17	19	16	24	19
Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)	40	21	17	40	13
Astyanax sp.	35	30	11	8	34
Astyanax sp. 1	6	0	7	9	30
Bryconamericus sp.	2	15	0	0	1
Galeocharax knerii (Steindachner, 1875)	2	2	4	0	2
Knodus sp.	2	0	0	3	3
Oligosarcus planaltinae Menezes & Géry, 1983	6	2	0	4	6
Piabina argentea Reinhardt, 1866	281	206	109	224	116
Salminus hilarii Valenciennes, 1850	2	1	1	1	3
Serrapinnus sp.	1	1	0	5	0
Família Erythrinidae					
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)	1	5	7	3	3
Família Crenuchidae					
Characidium fasciatum Reinhardt, 1866	2	0	0	0	0
Characidium gomesi Travassos, 1956	0	0	1	0	0
Família Curimatidae					
Cyphocharax modestus (Fernández-Yépez, 1948)	6	0	1	2	1
Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948)	3	10	6	1	8
Família Procholodontidae					
Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)	3	4	6	5	5
Família Serrasalmidae					
Myleus sp.	0	0	0	0	1
ORDEM SILURIFORMES					
Família Loricariidae					
Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)	3	8	12	1	8
Hypostomus regani (Ihering, 1905)	22	82	54	44	43
Hypostomus margaritifer (Regan, 1908)	7	12	7	22	32
Loricaria sp.	0	0	0	0	1
Neoplecostomus paranensis Langeani, 1990	2	1	2	0	0
Rineloricaria latirostris (Boulenger, 1900)	1	0	2	1	2
Família Callichthyidae					
Corydoras sp.	18	0	0	0	0
Aspidoras lakoi Miranda-Ribeiro, 1949	3	0	0	0	0
Família Pimelodidae					
Pimelodella sp.	0	1	6	1	2
Pimelodus sp.	2	1	1	0	1
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)	2	9	1	6	5
ORDEM GYMNOTIFORMES					
Família Sternopygidae					
Eigenmannia trilineata López & Castello, 1966	1	2	1	0	2
ORDEM PERCIFORMES					
Família Cichlidae					
Apistogramma sp.	0	0	3	0	1
Cichlasoma paranaense Kullander, 1983	4	0	0	2	0
Crenicichla britskii Kullander, 1982	0	2	0	1	0
Laetacara sp. 1	0	0	0	1	0
Laetacara sp. 2	4	0	0	0	0

Tabela V. Média e desvio padrão (entre parênteses) dos parâmetros ambientais coletados nos cinco trechos amostrais na sub-bacia do ribeirão João Leite, GO. n = seis em todos os casos.

	TRECHO				
PARÂMETRO AMBIENTAL	**JL1**	**JL2**	**JL3**	**JL4**	**JL5**
Temperatura da água (°C)	20,92	22,07	21,48	21,50	21,55
	(1,52)	(1,73)	(1,42)	(1,51)	(2,19)
Oxigênio dissolvido (mg/l)	8,52	8,68	8,12	8,40	8,52
	(1,50)	(1,69)	(1,79)	(1,72)	(1,81)
pH	6,93	7,31	7,19	7,30	7,11
	(0,45)	(0,85)	(0,67)	(0,82)	(0,44)
Condutividade ($mS.cm^{-1}$)	90,50	105,00	107,17	104,50	104,33
	(5,96)	(9,82)	(10,09)	(7,04)	(8,69)
Turbidez (UNT)	19,55	18,15	20,82	19,34	19,46
	(5,12)	(9,84)	(13,59)	(11,25)	(11,32)
Profundidade da coluna de água (m)	0,81	1,10	1,09	1,07	1,18
	(0,13)	(0,24)	(0,34)	(0,17)	(0,20)
Velocidade da água (cm/s)	80,53	83,62	80,19	88,79	76,45
	(14,45)	(13,72)	(11,07)	(11,91)	(13,26)
Luminosidade (lux)	11,88	12,86	10,71	12,90	12,56
	(1,41)	(1,59)	(1,23)	(2,38)	(2,37)
Largura da calha (m)	7,55	9,28	9,83	10,06	10,78
	(0,85)	(1,05)	(1,59)	(1,98)	(2,72)

Tabela VI. Resultado da análise de regressão múltipla para os descritores ecológicos e os parâmetros ambientais.

Descritor ecológico	**Parâmetro ambiental**	**Coeficiente angular (b)**
Abundância	largura da calha	-0,560
	luminosidade	0,281
Riqueza	largura da calha	-0,700
	profundidade da coluna da água	0,664
Shannon-Wiener	profundidade da coluna da água	0,743

Tabela VII. Classificação dos parâmetros ambientais de acordo com o intervalo de classes. Classificação A = Alto, M = médio, B = baixo.

Ano	Local	Profundidade (m)	Classificação	Luminosidade (lux)	Classificação	Largura (m)	Classificação	Abundância	Riqueza	Shannon	Uniformidade
2004/1	JL1	0,93	B	9,75	B	7,13	B	27	13	3,245	0,877
	JL2	1,43	M	12,83	M	8,17	B	95	11	2,125	0,614
	JL3	1,69	M	9,2	B	7,80	B	95	17	3,195	0,782
	JL4	1,30	B	12,56	M	7,33	B	58	11	2,067	0,598
	JL5	1,52	M	12	M	6,17	B	62	14	3,179	0,835
2004/2	JL1	0,61	B	11,88	M	6,83	B	136	9	1,107	0,349
	JL2	0,75	B	11	M	7,83	B	73	11	2,313	0,669
	JL3	0,95	B	9,2	B	8,00	B	31	12	3,191	0,89
	JL4	0,91	B	9,17	B	9,00	M	17	7	2,323	0,827
	JL5	1,17	B	8,33	B	9,17	M	34	8	2,259	0,753
2005/1	JL1	0,94	B	14	A	7,00	B	46	14	2,567	0,674
	JL2	1,18	B	13,17	M	9,50	M	73	14	2,278	0,598
	JL3	0,92	B	11,5	M	10,83	M	15	7	2,005	0,714
	JL4	1,08	B	13,67	A	11,17	A	58	4	1,276	0,638
	JL5	1,18	B	12,83	M	11,67	A	81	5	1,5	0,646
2005/2	JL1	0,76	B	12,5	M	7,17	B	86	16	3,277	0,819
	JL2	0,95	B	15,17	A	10,00	M	39	7	1,755	0,625
	JL3	0,76	B	12,17	M	9,83	M	51	11	2,429	0,702
	JL4	0,89	B	14,67	A	9,67	M	145	9	1,777	0,561
	JL5	0,92	B	14,5	A	11,50	A	100	13	2,505	0,677
2006/1	JL1	0,92	B	12	M	8,17	B	93	11	2,413	0,698
	JL2	1,26	B	11,17	M	9,67	M	102	13	2,783	0,752
	JL3	1,27	B	11,17	M	11,00	A	30	11	3,194	0,923
	JL4	2,78	A	15,83	A	10,00	M	98	15	2,458	0,629
	JL5	1,24	B	15	A	12,33	A	47	14	3,081	0,809
2006/2	JL1	0,73	B	11,17	M	9,00	M	116	9	0,87	0,275
	JL2	1,00	B	13,83	A	10,50	M	64	8	1,717	0,572
	JL3	0,95	B	11	M	11,50	A	75	6	1,365	0,528
	JL4	0,98	B	11,5	M	13,17	A	43	8	2,246	0,749
	JL5	1,05	B	12,67	M	13,83	A	38	9	2,386	0,753

30; p = 0,053).

4 DISCUSSÃO

Devido à sua relação com a ocorrência de locais adequados para forrageamento, abrigo e reprodução (CASATTI *et al*., 2006b), as características físicas do hábitat, tais como luminosidade, largura e profundidade da coluna da água são importantes para as assembléias de peixes (GORMAN e KARR, 1978; VANNOTE *et al.*, 1980; MATTHEWS, 1998; JACKSON *et al.*, 2001).

Neste estudo, a regressão múltipla entre a abundância de indivíduos e os parâmetros ambientais indica que a primeira é maior em trechos do ribeirão João Leite que apresentam uma calha estreita e com maior entrada de luz, como no caso do trecho JL1 (abundância média = 84 indivíduos; largura média = 7,55 m; luminosidade média = 11,88 lux). Em condições naturais a intensidade da luz solar recebida pela coluna de água depende da cobertura vegetal da mata ripária, isto é, a primeira decresce em trechos do curso de água com a mata ripária densa, o que geralmente ocorre em trechos de menor ordem (GILLER e MALMQVIST, 1998). Este seria o caso do trecho JL1 localizado na cabeceira do ribeirão João Leite se a mata ripária não se encontrasse substituída em alguns locais por áreas de pastagem. Esta modificação da mata ripária explica, em parte, a combinação atípica encontrada neste estudo, ou seja, uma calha estreita aliada a uma elevada luminosidade e abundância de peixes. Além disso, este resultado pode ser explicado pela independência das espécies presentes neste trecho do aporte de matéria orgânica a partir da mata ripária (frutos, sementes, e artrópodes diversos) (BARRELLA *et al*., 2001), como tem sido observado em ambientes tropicais (OLIVEIRA e BENNEMANN, 2005; GALVES *et al.*, 2007). Este seria o caso do caracídeo *P. argentea*, o qual foi predominante no trecho JL1 (abundância = 281 indivíduos) e possui comportamento alimentar oportunista (FERREIRA *et al.*, 2002).

Por outro lado, nos ecossistemas aquáticos a luz solar recebida é importante como fonte de calor, podendo também ser utilizada pelos vegetais na fotossíntese (MATTHEWS, 1998). Neste aspecto, a entrada de luz na coluna de água propicia a proliferação de algas (LOWE-McCONNELL, 1999), sendo que a remoção da

vegetação ripária contribui com este processo (CASATTI, 2004) e conseqüentemente favorece a ocorrência de espécies com hábito alimentar algívoro, tais como *C. modestus, Serrapinnus* sp. e *H. regani* (AGOSTINHO *et al.*, 1997a; GRAÇA e PAVANELLI, 2007), encontradas no trecho JL1.

A influência da profundidade da coluna da água sobre os atributos das assembléias de peixes (abundância, riqueza, diversidade) em ambientes lóticos tem sido associada ao volume e à complexidade do hábitat (GORMAN e KARR, 1978; LANGEANI *et al*., 2005; CUNICO *et al.*, 2006). Esta situação também é observada neste estudo, isto é, os descritores riqueza e diversidade foram correlacionados positivamente com a profundidade, sendo que esta relação foi mais evidente no trecho JL3 (médias: riqueza = 10,67 espécies; diversidade = 2,56 bits/indivíduos; profundidade = 1,09 m). Neste caso, a influência da profundidade sobre a estrutura das assembléias de peixes é potencializada pela diminuição da velocidade da água no período da estiagem, o que favorece a formação de áreas de remanso relativamente profundas (desvio padrão da profundidade = ± 0,34 m) e cujo espaço é explorado de diferentes maneiras pelos peixes de acordo com suas características biológicas e morfológicas (WINEMILLER, 1991), ou seja, os peixes podem explorar o ambiente logo abaixo da superfície, no meio da coluna de água ou próximo ao fundo (LOWE-McCONNELL, 1999; CASATTI e CASTRO, 2006).

Espécies do gênero *Astyanax* exploram a parte superior da coluna de água, e características que facilitam a ocupação desse tipo de hábitat, como corpo comprimido e olhos e nadadeiras peitorais posicionados lateralmente (CASTRO e CASATTI, 2006). Outras espécies, como *P. lineatus* neste estudo, apresentam hábito bentopelágico, explorando tanto o fundo como a parte intermediária da coluna d' água; com relação a essa espécie e considerando-se que as espécies podem apresentar especialização alimentar em determinadas profundidades (SHELDON, 1978), vale ressaltar que características como boca terminal e o intestino longo, as quais são adaptações para alimentação de detritos, (LOWE-McCONNELL, 1999; FIALHO e TEJERINA-GARRO, 2004), se mostram importantes. Ainda, esta espécie assim como *S. altoparanae* e *S. hilarii* são espécies de maior porte (comprimento médio = 249,2 e 361,3 mm, respectivamente) (Apêndice 2), o que dificulta a exploração de trechos rasos. Espécies tais como os loricarídeos, são bentônicas e apresentam uma boca ventral em forma de disco que facilita tanto a alimentação quanto a fixação temporária ao substrato (LOWE-McCONNELL, 1999; CASATTI *et*

al., 2001), além de espinhos nas nadadeiras peitorais e pélvicas, o que auxilia na adesão em substratos rochosos (GARAVELLO e GARAVELLO, 2004). Este tipo de substrato, por sua vez, é predominante ao longo da calha do ribeirão João Leite, o que explica em parte a abundância dos loricarídeos (*H. regani, H. ancistroides e H. margaritifer* neste estudo) (NAKATANI *et al*., 2001). Além disso, a elevada riqueza e diversidade observada em hábitats profundos como estes predominantes no JL3 pode estar relacionada com as atividades de conservação (AGOSTINHO *et al.*, 2005), pois o referido trecho se encontra dentro de uma área de preservação ambiental, o Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco.

Geralmente muitos parâmetros ambientais são importantes para predizer a riqueza devido à ação simultânea de vários deles (CASATTI *et al*., 2006b). Em rios, a riqueza é predita aumentar longitudinalmente devido ao aumento da disponibilidade de hábitats (UIEDA e BARRETO, 1999) em conseqüência, entre outros, do acréscimo tanto da profundidade como da largura no sentido montante-jusante, conforme a ordem do canal e a posição (MEFFE e SHELDON, 1988; MATTHEWS, 1998). Além disso, a influência da profundidade sobre a estrutura de uma assembléia pode ser dependente do porte dos peixes (SCHLOSSER, 1982) e da predação, tanto por mamíferos e aves (ANGERMEIER e KARR, 1983; BARRETO e ARANHA, 2005) como pelos peixes (SCHLOSSER, 1987), esta última mais intensa no período de estiagem (WELCOME e MERONA, 1988). Apesar de positivamente correlacionada com a profundidade, neste estudo a riqueza mostrou-se negativamente correlacionada com a largura da calha, o que pode ser explicado pela influência antrópica, conforme já destacado anteriormente, e também pelo período amostral considerado (estiagem), no qual a diminuição do volume e do fluxo de água tende a formar ao longo da calha principal trechos de remanso estreitos e profundos, o que permite a concentração de peixes por acaso, devido à predação (WELCOME e MERONA, 1988) ou por necessidade (exploram a superfície, meio ou fundo), uma vez que nesse período o efeito da profundidade não é afetado pela velocidade da água, e conseqüentemente não impede que os peixes explorem toda a coluna d'água (SHELDON, 1968; ANGERMEIER e KARR, 1983).

Estudos da interação peixe-hábitat são importantes do ponto de vista da conservação, pois são um dos primeiros passos para o estabelecimento de medidas de gerenciamento do ambiente aquático. A assembléia de peixes do ribeirão João Leite é influenciada por parâmetros como luminosidade, profundidade e largura os

quais são dependentes da integridade e conservação da vegetação ripária, uma vez a degradação da mesma, além de aumentar a insolação, favorece o assoreamento (FERREIRA e CASATTI, 2006). Além disso, em condições naturais as assembléias de peixes em regiões de cabeceira, como no caso do trecho JL1 neste estudo, são dependentes da entrada de material alóctone proveniente da mata ripária, sendo que a remoção desta última não apenas influencia as assembléias de peixes locais, mas tem um efeito sinérgico ao longo de todo o curso de água (SÁ *et al.*, 2003). Portanto, verifica-se a necessidade de conservação desses ambientes e da manutenção da integridade da vegetação ripária ao longo do ribeirão para manutenção da diversidade ictíica.

CONCLUSÃO GERAL

A assembléia de peixes na calha do ribeirão João Leite segue o padrão esperado em ecossistemas lóticos de aumento da riqueza e diversidade de espécies no sentido montante-jusante, conforme observado no Capítulo 1. Entretanto, as diferenças na uniformidade e no padrão de dominância indicam que poucas espécies representam a maioria dos indivíduos, sugerindo um declínio da qualidade do ambiente, mais especificamente no trecho de cabeceira (JL1). A relação abundância/biomassa também corrobora este resultado, visto que o padrão encontrado para o referido trecho indica que o mesmo se encontra perturbado.

A diferenciação entre as assembléias de peixes por trecho amostral está relacionada a aspectos morfológicos e ecológicos (espécies de pequeno porte e r-estrategistas, como *P. argentea* e *Serrapinnus* sp. ocorrem preferencialmente na cabeceira, enquanto as de maior porte, como *S. altoparanae* são encontradas nos trechos próximos da foz), comportamentais (espécies que se agregam em cardumes, como *A. altiparanae* e *P. lineatus*) e tipo de hábitat (espécies que possuem preferência por remansos, como *H. malabaricus*).

Por outro lado, como mostrado no Capítulo 2, os parâmetros largura da calha, profundidade e luminosidade influenciam os atributos ecológicos (abundância, riqueza e diversidade) da assembléia de peixes. Neste caso, a especialização alimentar e forma do corpo, assim como o período sazonal considerado (estiagem) parecem potencializar o efeito da profundidade, enquanto que as atividades antropogênicas que favorecem a degradação da mata ripária influenciam na quantidade de luminosidade que atinge o corpo de água. A relação atípica entre uma calha estreita, desprovida de vegetação ripária e elevada abundância de peixes, observado especialmente nos trechos localizados na cabeceira, parece estar relacionado com um ambiente perturbado que favorece a presença de espécies oportunistas, tais como *P. argentea*.

Devido à ação simultânea dos parâmetros ambientais ao longo da calha do curso de água amostrado e da degradação ambiental que ocorrem na sub-bacia do ribeirão João Leite apesar de constituir uma Área de Proteção Ambiental, são necessárias medidas mitigadoras de impactos, tais como preservação das nascentes e da vegetação ripária ao longo da calha principal do ribeirão, por sua estreita relação com o meio aquático.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO Jr., H. F. 2003. Migratory Fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. 19-99. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (eds). *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status.* 1ª ed. Victoria: World Fisheries Trust.

AGOSTINHO A. A.; HAHN, N. S.; GOMES, L. C.; BINI, L. M. 1997a. Estrutura trófica. 229-248. In: A. E. A. DE M. VAZZOLER; A. A. AGOSTINHO; N. S. HAHN (eds). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr., H. F. 1999. Peixes da bacia do Alto Paraná. 374-400. In: LOWE-McCONNELL, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.* São Paulo: EDUSP.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO Jr., H. F.; GOMES, L. C.; BINI, L. M.; AGOSTINHO, C.S. 1997b. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. 179-208. In: VAZZOLER, A. E. A. DE M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (eds). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade,* 1(1):70-78.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of fishes*, 9 (2): 117-135.

ARAÚJO, F. G. 1998. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia,* 58(4): 547-558.

ARAÚJO, N. B. 2006. *Biodiversidade e interações ecológicas da ictiofauna em córregos de cerrado, ribeirão Ouvidor, Bacia do Paraná, Goiás.* (Dissertação) Universidade Católica de Goiás. 66p.

ARAÚJO, N. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. 2007. Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* (no prelo).

BARRELLA, W.; PETRERE Jr., M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. A. 2001. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. 187-207. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (eds). *Matas ciliares*: conservação e recuperação. 2ª ed. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo; FAPESP.

BARRETO, A. P.; ARANHA, J. M. R. 2005. Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum*, 27(2): 153-160.

BECKER, F. G. 2002. Distribuição e abundância de peixes de corredeiras e suas relações com caraterísticas de habitat local, bacia de drenagem e posição espacial em riachos de Mata Atlântica (bacia do rio Maquiné, RS, Brasil) (Tese de Doutorado) Universidade Federal de São Carlos. 190p.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWSEND, C. R. 2006. *Ecology*: from individuals to ecosystems. 4 ed. London: Blackwell Publishing. 759p.

BENEDITO-CECÍLIO, E.; MINTE-VERA, C. V.; ZAWADZKI, C. H.; PAVANELLI, C. S.; RODRIGUES, F. H. G.; GIMENES, M. F. 2004. Ichthyofauna from the Emas National Park region: composition and structure. *Brazilian Journal of Biology*, 64 (3A): 371-382.

BENNEMANN, S. T.; GEALH, A. M.; ORSI, M. L.; SOUZA, L. M. de, 2005. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 95(3): 247 – 254.

BINI, L. M. 2004. Análises Multivariadas e Limnologia: Exploração, Síntese e Inferência de um Mundo Aquático Complexo. 73-107. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. *Amostragem em Limnologia.* São Carlos: RiMa.

BISTONI, M. A.; HUED, A. C. 2002. Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 62 (4B): 753-764.

BRAGA, F. M. S. de; ANDRADE, P. de M., 2005. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 95(2): 121 - 126.

BRASIL. LEI N°. 9.985, de 18 de junho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III, e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccIVIL_03/LEIS/L9985.htm. Acesso em: 15 jan. 2008.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; POVINELI, J.; NOGUEIRA, A. M. 2003. Caracterização física, química e biológica da água do Rio Mogi-Guaçu. 55-76. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. (eds.) *Limnologia Fluvial-Estudo no Rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: RiMa.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. 1988. *Manual de identificação de peixes da região de três Marias*: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. 3ª ed. Brasília: Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações – CODEVASF. 115p.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A; GHAZZI, M. S. 2007. *Cátalogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 195p.

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.

CASATTI, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the Upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 757-765.

CASATTI, L. 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*, 5 (1): 1-9.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the Rio São Francisco, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4 (2): 203-214.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica,* 1(1-2): 1-15.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. 2006a. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental management,* 38(6): 974-982.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. 2006b. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology,* 66(2B): 681-696.

CASTRO, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. 139-155. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (eds) *Ecologia de peixes de riacho.* Série Oecologia Brasiliensis V. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ. Rio de Janeiro.

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*, 91(1): 7-15.

COECK, J.; VANDELANNOOTE, A.; YSEBOODT, R., VERHEYEN, R. F. 1993. Use of the abundance/biomass method for comparasion of fish communities in regulated and unregulated lowland rivers in Belgium. *Regulated Rivers: Research And Management*, 8(1-2): 73-82.

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

DURÃES, R.; POMPEU, P. S.; GODINHO, A. A. L. 2001. Alimentação de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) durante a formação de um

reservatório no sudeste do Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, Porto Alegre, 90(1):183-191.

FERREIRA, A.; HAHN, A.; DELARIVA, R. L. 2002. Ecologia alimentar de *Piabina argentea* (Teleostei, Tetragonopterinae) nas fases de pré e pós-repreamento do rio Corumbá, GO. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 149(1): 43-52.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica,* 6(3): 1-25.

FIALHO, A. P., OLIVEIRA, L. G., TEJERINA-GARRO, F. L., GOMES, L. C. 2007. Fish assemblage structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1): 53-60.

FIALHO A. P.; OLIVEIRA L. G.; TEJERINA-GARRO F. L.; MÉRONA B. de. 2008. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia,* 598(1): 315-324.

FIALHO, A. P.; TEJERINA-GARRO, F. L., 2004. *Peixes da bacia do rio Meia Ponte, GO.* Série Didática 12. Goiânia: UCG. 105p.

FOLKE, C. 2003. Freshwater for resilience: a shift in thinking. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. Series B, 358(1440): 2027-2036.

GALINKIN M., 2003. *GeoGoiás 2002.* GALINKIN, M. (ed.). Agência Ambiental do Estado de Goiás, Fundação CEBRAC, PNUMA, SEMARH. Brasília. 272p.

GALVES, W.; JEREP, F. C.; SHIBATTA, O. A. 2007. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2(1): 55-65.

GARAVELLO, J. C.; GARAVELLO, J. P. 2004. Spatial distribution and interaction of four species of the catfish genus *Hypostomus* Lacépède with the bottom substrate in the Rio São Francisco at Canindé do São Francisco, Sergipe State, Brazil (Pisces, Loricariidae, Hypostominae). *Brazilian Journal of Biology*, 64(3B): 591-598.

GIBRAN, F. Z.; FERREIRA, K. M.; CASTRO, R. M. C. 2001. Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Ciclidae) in a stream of Rio Aguapeí basin, Upper Rio Paraná system, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 1(1-2): 1-5.

GILLER, P. S.; MALMQVIST, B. 1998. *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press. 296p.

GOIÁS. LEI Nº. 11.471, DE 03 DE JULHO DE 1991. Autoriza a aquisição do imóvel que especifica e dá outras providências. *Diário Oficial*. Disponível em: http://www.gabinetecivil.goias.gov.br/leis_ordinarias/1991/lei_11471.htm. Acesso em: 15 jan. 2008.

GOIÁS. LEI Nº. 11.878, DE 30 DE DEZEMBRO DE 1992. Dispõe sobre a criação do Parque Ecológico de Preservação Ambiental e Florestal e dá outras providências. *Diário Oficial*. Disponível em: http://www.gabinetecivil.goias.gov.br/leis_ordinarias/1992/lei_11878.htm. Acesso em 15 jan. 2008.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, New York, 59(3): 507-515.

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. 2007. *Peixes da Planície de inundação do Alto Rio Paraná e Áreas Adjacentes*. Maringá: EDUEM. 241p.

HELSER, T. E; CONDREY, R. E. 1991. A new method of estimating gillnet selectivity, with an example for Spotted Seatrout, *Cynocion nebulosus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 48: 487-492.

HILL, M. O.; GAUGH, H. G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio,* 42: 47-58.

HILSDORF, A. W. S.; PETRERE Jr., M. 2002. Conservação de peixes na bacia do rio Paraíba do Sul. *Ciência Hoje,* 30(180):62-65.

HOFFMANN, A. C.; ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. 2005. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. *Iheringia. Série Zoologia,* 95(3): 319-325.

HOLZBACH, A. J.; BAUMGARTNER, G.; BERGMANN, F.; NETO, L. B. R.; BAUMGARTNER, D.; SANCHES, P. V.; GUBIANI, E. A. 2005. Caracterização populacional de *Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1948) (Characiformes, Curimatidae) no rio Piquiri. *Acta Scientiarum Biological Sciences,* 27(4): 347-353.

HORWITZ, R. J. 1978. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological Monographs,* 48(3): 307-321.

HYSLOP, E. J. 1998. Longitudinal Variation In Fish Species Composition In The Angabanga River, Papua New Guinea With Observations On The Trophic Status Of Certain Fish Species. *Ecology of Freshwater Fish,* 8:102-107.

IBGE, *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*. 2007. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php. Acesso em: 15 jan. 2008.

IMHOF, J. G.; FITZGIBBON, J.; ANNABLE, W. K. 1996. A hierarchical evaluation system for characterizing water ecosystems for fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 53 (1): 312-326.

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 157-170.

KREBS, C. J. 1989. *Ecological methodology*. New York: Harper & Row. 654p.

LACHLAN, R. F.; CROOKS, L.; LALAND, K. N. 1998. Who follows whom? Shoaling preferences and social learning of foraging information in guppies. *Animal Behaviour*, 56: 181-190.

LANGEANI, F.; CASATTI, L.; GAMEIRO, H. S., CARMO, A. B do; ROSSA-FERES, D. de C. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical ichthyology*, 3(2): 305-311.

LATRUBESSE, E. M.; CARVALHO, T. M. 2006. *Geomorfologia do Estado de Goiás*. Goiânia-Goiás: Superintendência de Geologia e Mineração do Estado de Goiás. 143 p.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.* São Paulo: EDUSP. 535p.

MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring biological diversity.* USA: Blackwell Science Ltd. 256p.

MARCIANO, F. T.; CHAUDHRY, F. H.; RIBEIRO, M. C. L. de B. 2004. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) Based on Fish Communities. *Acta Limnologica Brasiliensia,* 16(3): 225-237.

MATTHEWS, W. J., 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall & International Thompson Publishing. 756p.

McCUNE, B.; GRACE, J. B. 2002. *Analysis of ecological communities*. Oregon: mjm. 300p.

MEADOR, M. R.; GOLDSTEIN, R. M. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: Relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management*, 31(4): 504-517.

MEFFE, G. K.; SHELDON, A. 1988. The influence of habitats structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. *The American Midland Naturalist Journal,* 120: 225-241.

NAKATANI, K.; AGOSTINHO, A. A.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V.; MAKRAKIS, M. C.; PAVANELLI, C. S. 2001. *Ovos e larvas de peixes de água doce*: desenvolvimento e manual de identificação. Maringá: EDUEM. 378p.

NASCIMENTO, M. A. L. S. 1998. *Bacia do ribeirão João Leite: Influência das condições ambientais e antrópicas na perda de terra por erosão laminar* (Tese) Universidade Estadual Paulista. 176p.

OLIVEIRA, D. C.; BENNEMANN, S. T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 5(1):95-107.

OLIVEIRA, J. C.; LACERDA, A. K. G. 2004. Alterações na composição e distribuição longitudinal da ictiofauna na área de influencia do reservatório de Chapéu d´Uvas, bacia do rio Paraíba do Sul (MG), pouco depois de sua implantação.*Revista Brasileira de Zoociências*, 6(1):45-60.

OSTRAND, K. G.; WILDE, G. R. 2002. Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Ecology of Freshwater Fish,* 11:137-149.

OTERO, M. E. B.; SPACH, H. L.; PICHLER, H. A.; QUEIROZ, G. M. L. N. de; SANTOS, C.; SILVA, A. L. C. da. 2006. O uso de atributos das assembléias de peixes para avaliar a integridade biótica em hábitats rasos das Baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. *Acta Biológica Paranaense, 35* (1-2): 69-82.

PAVANELLI, C. S.; CARAMASCHI, E. P. 2003. Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper Rio Paraná basin. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46(2):271-280.

PAVANELLI, C. S.; GRAÇA, W. J. da; ZAWADZKI, C. H.; BRITSKI, H. A.; VIDOTTI, A. P.; AVELINO, G. S.; VERÍSSIMO, S. 2007. Fishes from the Corumbá Reservoir, Paranaíba River drainage, upper Paraná River basin, Goiás State, Brazil. *Check List* (UNESP), 3(1): 58-64.

PENCZAK, T.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K., 1994. Fish diversity and community structure in two tributaries of the Paraná river, Paraná State, Brazil. *Hydrobilogia,* 294: 243-251.

PENCZAK, T.; KRUK, A. 1999. Applicability of the abundance/biomass comparasion method for detecting human impacts on fish populations in the Pilica river, Poland. *Fisheries Research,* 39: 229-240.

PETRY, A. C.; SCHULZ, U. H. 2006. Longitudinal changes and indicator species of the fish fauna in the Sinos River, South Brazil. *Journal of Fish Biology*, 69: 272-290.

PHILIPPI, T. E. 1993. Multiple regression: herbivory. 183-210. In: SCHEINER, S. M.; GUREVITCH, J. (eds.). *Design and analysis of ecological experiments*. Chapman & Hall, New York.

PINTO, B. C. T; ARAUJO, F. G.; HUGHES, R. M. 2006a. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river *Hydrobiologia,* 556:69-83.

PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G.; ARAÚJO, F. G. 2006b. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology,* 4(2):269-278.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS-Jr., C. F. (eds). 2003. *Check list of the freshwater fishes of South and Central América*. Porto Alegre: EDIPUCRS. 729p.

RIBEIRO, J. F.; SANO, S. M.; MACÊDO, J.; SILVA, J. da. 1983. *Os principais tipos fitofisionômicos da região dos cerrados.* Planaltina, DF: Embrapa-CPAC, (Embrapa-CPAC. Boletim de Pesquisa, 21). 28p.

RICKLEFS, R. E. 1996. *A Economia da Natureza*. 3ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 470p.

SÀ, M. de F. P.; FENERICH-VERANI, N.; FRAGOSO, E. N. 2003. Peixes do Cerrado em perigo. *Ciência Hoje*, 34(200): 68-71.

SCARSBROOK, M. R.; TOWNSEND, C. R. 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two constranting New Zealand streams. *Freshwater Biology*, 29: 395-410.

SCHAEFER, S. A. 1998. Conflit and resolutions impacts of new taxa on phylogenectics studies of the Neotropical. 364-400. In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, M. S.; LUCENA, C. A. S. (eds). *Phylogeny and classification of Neotropical Fishes.* Porto Alegre: EDIPUCRS.

SCHLOSSER, I. J. 1982. Fish Community Structure and Function along Two Habitat Gradients in a Headwater Stream. *Ecological Monographs*, 52(4): 395-414.

SCHLOSSER, I. J. 1987. The role of predation in age and size related habitat use by stream fishes. *Ecology*, 66:651-659.

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

SHELDON, A. L. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology*, Washington, 49(2): 193-198.

SHIBATTA, O. A.; CHEIDA, C. C. 2003. Composição em tamanho dos peixes (Actinopterygii, Teleostei) de ribeirões da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia,* 20(3): 469 – 473.

SILVANO, R. A. M.; BEGOSSI, A. 2001. Seasonal dynamics of fishery at the Piracicaba River (Brazil). *Fisheries Research*, 51(3): 69-86.

SMITH, S. W.; PETRERE Jr., M. 2001. Peixes em represas: o caso de Itupararanga. *Ciência Hoje*, (29): 74-77.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE Jr., M. 2003. Associações de espécies de peixes em ambientes lóticos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul. *Acta Scientiarum*, 25 (2): 361-367.

SUAREZ, Y. R.; PETRERE Jr., M. 2006. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 96(2):197-204.

TEIXEIRA, T. P.; PINTO, B. C. T.; TERRA, B. de F.; ESTILIANO, E.O.; GRACIA, D.; ARAÚJO F.G. 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia. Série Zoologia*, 95(4): 347-357.

TEJERINA-GARRO, F. L. 2006. Biodiversidade e impactos ambientais no Estado de Goiás: o meio aquático. 1-31. In: ROCHA, C.; TEJERINA-GARRO, F. L.; PIETRAFESA, J. P. (eds.). *Cerrado, sociedade e ambiente: desenvolvimento sustentável em Goiás*. v. 1. Goiânia: UCG.

TEJERINA-GARRO, F. L.; MALDONADO, M.; IBÁÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N.; OBERDOFF, T. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 91-108.

TEJERINA-GARRO, F. L.; MÉRONA, B. de. 2000. Gill net sampling standardisation in large rivers of french guiana (South America). *Bull. Fr. Pêcher Piscic.* 357/358: 227-240.

TEJERINA-GARRO, F.L.; MÉRONA, B. 2001. Spatial variability of biotic and abiotic factors of the aquatic habitat in French Guiana. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17: 157-169.

TERRA, B. F.; TEIXEIRA, T. P.; ESTILIANO, E. O.; GRACIA, D.; PINTO, B. C. T.; ARAUJO, F. G. 2005. Utilização do Índice de Integridade Biótica para Caracterização da Qualidade Ambiental do Rio Paraíba do Sul e Confirmação com Uso e Ocupação do Solo por Geoprocessamento. *Revista Universidade Rural. Série Ciências da Vida*, 26: 85-92.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia,* 579:1–13.

TIEN, J. H.; LEVIN, S. A.; RUBENSTEIN, D. I. 2004. Dynamics of fish shoals: identifying key decision rule. *Evolutionary Ecology Research*, 6: 555–565.

UIEDA, V. S.; CASTRO, R. M. C. 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. 01-22. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (eds.). *Ecologia de peixes de riacho.* Série Oecologia Brasiliensis V. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ. Rio de Janeiro.

UIEDA, V. S.; BARRETTO, M. G. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista. Brasileira de Zoociências*, 1: (1) 55-67.

VANNOTE, R. C.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.

WELCOMME R. L.; MERONA, B. de. 1988. Fish communities in rivers. In: LEVEQUE, C.; BRUTON, M. N.; SENTONGO, G. W. (eds.). *Biology and Ecology of African Freshwater Fishes*, Collection Travaux et Documents. Paris: Editions de l'ORSTOM. 216 p.

WINEMILLER, K. O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs,* 61: 343-365.

WOLDA, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity: *Oecologia* (Berl.), 50(3): 296-302.

ZAWADZKI, C. H.; ALVES, A. L.; RENESTO, E.; OLIVEIRA, C. 2004. Biochemical evidence of a possible new species of *Neoplecostomus* (Teleostei, Loricariidae) from the upper Rio Paraná basin, Brazil. *Biochemical Systematics and Ecology,* 32: 573-582.

APÊNDICE 1

Peso (W) e comprimento (L) das espécies capturadas na calha principal do ribeirão João Leite.

Local	**JL1**		**JL2**		**JL3**	
	W	L	W	L	W	L
Espécie						
Apistogramma sp.	--	--	--	--	0,91	30,00
Astyanax altiparanae	12,11	65,00	18,80	81,57	29,10	94,20
Astyanax fasciatus	10,26	67,68	11,09	73,08	11,63	76,78
Astyanax sp. 1	1,37	36,00	4,05	49,00	3,81	49,50
Bryconamericus sp.	0,61	34,75	0,71	35,00	0,83	35,50
Cichlasoma paranaense	--	--	3,65	42,00	--	--
Crenicichla britskii	--	--	4,36	57,67	--	--
Cyphocharax modestus	--	--	--	--	14,80	85,00
Eigenmannia trilineata	--	--	24,38	245,00	--	--
Galeocharax knerii	--	--	178,30	222,00	143,86	200,83
Hoplias malabaricus	--	--	117,95	176,00	81,93	160,50
Hypostomus ancistroides	42,21	120,50	43,03	111,17	47,06	122,00
Hypostomus margaritifer	126,77	165,50	109,36	141,95	110,78	145,56
Hypostomus regani	51,40	117,65	71,22	129,92	67,28	124,99
Knodus sp.	--	--	2,63	47,00	0,81	34,00
Laetacara sp.	--	--	0,68	27,00	--	--
Leporinus friderici	--	--	461,78	270,00	--	--
Leporinus sp.	81,49	146,00	--	--	169,73	158,50
Leporinus striatus	--	--	54,56	126,20	27,88	110,67
Neoplecostomus paranensis	--	--	20,68	91,00	10,29	70,67
Paradon nasus	--	--	--	--	30,12	110,00
Piabina argentea	1,55	41,48	1,43	40,75	1,39	41,11
Pimelodella sp.	16,82	105,00	8,25	80,75	6,41	75,00
Prochilodus lineatus	427,71	262,00	671,38	293,33	189,82	198,00
Rhamdia quelen	77,19	149,00	98,32	191,50	134,51	206,33
Rineloricaria latirostris	--	--	42,88	163,50	--	--
Salminus hilarii	--	--	733,00	336,50	230,64	227,00
Schizodon altoparanae	--	--	75,79	151,75	187,43	198,92
Serrapinnus sp.	0,73	31,80	--	--	0,51	30,00
Steindachnerina insculpta	20,75	95,00	32,73	100,47	20,73	95,67

APÊNDICE 2

Peso (W) e comprimento (L) das espécies capturadas na calha principal do ribeirão João Leite.

Local	**JL1**		**JL2**		**JL3**		**JL4**		**JL5**	
	W	L	W	L	W	L	W	L	W	L
Espécie										
Apareiodon piracicabae	--	--	--	--	--	--	19,7	95,0	--	--
Apistogramma sp.	1,3	34,0	--	--	0,9	28,0	--	--	0,9	30,0
Aspidoras lakoi	--	--	--	--	--	--	1,1	35,3	--	--
Astyanax altiparanae	9,0	63,7	20,5	82,1	17,3	82,8	22,4	77,9	19,5	79,6
Astyanax fasciatus	10,3	67,7	11,1	72,5	11,1	74,8	8,6	65,0	13,4	78,6
Astyanax sp.	8,2	66,9	10,7	74,3	8,3	71,7	10,0	66,2	9,8	73,4
Astyanax sp. 1	3,4	47,5	4,0	49,0	4,5	49,8	2,5	42,4	3,8	49,5
Bryconamericus sp.	0,6	34,8	1,5	41,3	--	--	--	--	0,8	35,5
Characidium fasciatum	--	--	--	--	--	--	1,9	47,5	--	--
Characidium gomesi	--	--	--	--	--	--	1,7	45,0	--	--
Cichlasoma paranaense	--	--	5,3	45,5	--	--	--	--	--	--
Corydoras sp.	--	--	1,3	28,3	--	--	--	--	--	--
Crenicichla britskii	--	--	4,4	57,7	--	--	--	--	--	--
Cyphocharax modestus	20,9	95,7	--	--	24,0	97,5	--	--	11,9	80,5
Eigenmannia trilineata	--	--	24,4	245,0	21,7	218,5	44,9	280,0	--	--
Galeocharax knerii	--	--	178,3	222,0	15,2	105,0	111,3	187,0	143,9	200,8
Hoplias malabaricus	--	--	112,8	171,7	15,9	98,5	64,5	142,5	198,2	212,8
Hypostomus ancistroides	41,4	118,8	43,0	111,2	29,2	101,5	27,6	92,5	47,9	122,2
Hypostomus margaritifer	66,2	110,5	101,8	138,7	258,9	193,5	36,2	98,5	89,8	139,5
Hypostomus regani	50,0	113,8	91,1	136,3	66,6	126,6	97,4	146,3	71,3	127,2
Knodus sp.	--	--	2,0	41,3	2,2	43,0	--	--	0,8	34,0
Laetacara sp. 1	--	--	0,7	27,0	--	--	--	--	--	--
Laetacara sp. 2	--	--	1,8	34,3	--	--	--	--	--	--
Leporinus friderici	126,9	169,0	461,8	270,0	120,4	163,0	--	--	162,2	188,0
Leporinus microphthalmus	--	--	--	--	39,8	125,0	--	--	--	--
Leporinus sp. 2	--	--	--	--	64,3	140,0	83,4	158,0	--	--
Leporinus sp.	81,5	146,0	79,1	149,9	125,7	172,0	76,6	140,7	169,7	158,5
Leporinus striatus	--	--	54,6	126,2	49,0	135,3	--	--	27,9	110,7
Leporinus trifasciatus	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Loricaria sp.	--	--	--	--	--	--	--	--	20,6	134,0
Myleus sp.	--	--	--	--	--	--	--	--	780,6	254,0
Neoplecostomus paranensis	--	--	20,7	91,0	14,7	85,0	--	--	10,3	70,7
Oligosarcus planaltinae	--	--	41,6	128,2	56,0	154,0	36,4	135,0	43,5	144,3
Parodon nasus	--	88,0	--	--	--	--	--	--	30,1	110,0
Piabina argentea	1,6	42,2	1,5	41,1	1,6	41,5	1,7	42,8	1,3	40,6
Pimelodus sp.	5,6	73,0	7,2	74,5	--	--	60,9	171,0	65,2	171,0
Pimelodella sp.	16,8	105,0	8,3	80,8	10,2	95,5	--	--	6,4	75,0
Prochilodus lineatus	427,7	262,0	686,0	292,4	521,6	277,0	550,0	269,3	289,6	234,3
Rhamdia quelen	72,4	150,0	98,3	191,5	120,5	181,4	77,8	148,5	134,5	208,4
Rineloricaria latirostris	--	--	42,9	163,5	48,0	48,0	37,9	166,0	--	--
Salminus hilarii	--	--	733,0	336,5	1034,7	361,3	--	--	230,6	227,0
Schizodon altoparanae	--	--	191,6	192,5	275,2	249,2	207,5	213,2	193,7	208,6
Serrapinnus sp.	0,7	32,3	--	--	--	--	--	--	0,5	30,0
Steindachnerina insculpta	19,0	94,7	32,7	100,5	19,7	89,6	--	--	20,7	95,7