



UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS

ALESANDRA MARTINS DIAS

ICTIOFAUNA, CONSERVAÇÃO E INTERFERÊNCIAS ANTROPOGÊNICAS EM
RIACHOS DO ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ EM GOIÁS, REGIÃO CENTRO-
OESTE

Goiânia
2008

ALESANDRA MARTINS DIAS

**ICTIOFAUNA, CONSERVAÇÃO E INTERFERÊNCIAS ANTROPOGÊNICAS EM
RIACHOS DO ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ EM GOIÁS, REGIÃO CENTRO-
OESTE**

Dissertação de Mestrado em
Ecologia e Produção Sustentável
para a obtenção do título de
Mestre pela Universidade
Católica de Goiás.

Orientador: Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro

Goiânia

2008

ALESANDRA MARTINS DIAS

ICTIOFAUNA, CONSERVAÇÃO E INTERFERÊNCIAS ANTROPOGÊNICAS EM
RIACHOS DO ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ EM GOIÁS, REGIÃO CENTRO-
OESTE

APROVADO EM: ___/___/___

BANCA EXAMINADORA

Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro
(Orientador)

Dr. Lílian Casatti
(Avaliador externo)

Dr. Adélia Maria Lima da Silva
(Avaliador interno)

**À minha família,
♥ com amor♥**

AGRADECIMENTOS

Ao Deus que sirvo com amor e dedicação; o meu alicerce, meu refúgio e minha fortaleza;

Ao meu orientador, Francisco Leonardo Tejerina Garro pessoa mais ética que conheci enquanto acadêmica. Obrigada Teacher pela valiosa orientação e paciência, essenciais para a realização deste trabalho;

À Lílian Casatti pelas valiosas sugestões e contribuição nas análises realizadas;

Ao CNPq pela bolsa concedida;

Ao Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) e à Empresa de Saneamento de Goiás (SANEAGO) pelo financiamento do projeto e à Fundação Aroeira pelo apoio logístico;

Ao laboratório de topografia da UCG pelo espaço concedido para análises de sensoriamento remoto em especial ao técnico de laboratório Eliseu, pela grande ajuda na quantificação dos dados de paisagem;

À equipe do Centro de Biologia Aquática pela amizade e por todos os momentos juntos. Em especial, às mestres Andréia Oliveira de Santana e Monique Pazete de Oliveira e às doutorandas Tatiana Lima de Melo e Nicelly Braudes Araújo;

Ao técnico Waldeir Francisco de Menezes, pela ajuda nas coletas e demais contribuições;

Aos meus velhos amigos que “entenderam” minha ausência, Cristiane obrigada pelas contribuições;

A um novo amigo, pelo incentivo na difícil fase final deste estudo. Adoro você Menino;

À uma família que eu amo muito, por ter me acolhido com amor em momentos de alegria e nos de abandono em Goiânia, Luiz, Sônia e filhos, em especial à minha grande amiga Luciana (Tilona, saudades!), obrigado pelo carinho, amo todos vocês;

Aos meus pais pela vida, à minha mãe “por ter segurado as pontas sempre”, às minhas irmãs, Keila Caroline, Fernanda, Vanda Kely, pelo apoio, carinho e compreensão e sobrinhos, João Cleber, Gabriela e Pedro Paulo, pela existência;

Enfim, aos namorados que eu não tive aos bares que não freqüentei e às festas que não pude ir.

“Os que confiam no Senhor são como o Monte de Sião, que não se abala, mas permanece para sempre”.

(Salmo 125.1)

RESUMO

A sub-bacia do ribeirão João Leite faz parte do alto da bacia do rio Paraná no sudoeste do estado de Goiás. Este ribeirão nasce no município de Ouro Verde e deságua no rio Meia Ponte, abrigando cerca de 1.600.000 habitantes distribuídos em sete municípios goianos. Este estudo objetiva: i) comparar a ictiofauna de quatro riachos localizados numa unidade de conservação (Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco) com a de seis riachos presentes em áreas não preservadas da bacia em estudo e ii) determinar a interação peixe-ambiente considerando sete parâmetros ambientais em 24 riachos da sub-bacia do ribeirão João Leite. A coleta da ictiofauna foi realizada no período da estiagem utilizando-se a pesca elétrica em trechos de 50 m, sendo que os parâmetros ambientais foram medidos com equipamentos portáteis (pH, condutividade, turbidez) e através de imagens de satélite (tamanho da área de drenagem, de pastagens, solo exposto ou áreas urbanas e da cobertura vegetal). A comparação da ictiofauna deu-se através de uma análise de agrupamento seguida de um índice de Morisita-Horn. A qualidade do ambiente aquático foi avaliada utilizando-se o método de “curvas ABC”, enquanto que a relação peixe-ambiente foi determinada através de uma análise de regressão múltipla tipo *stepwise*. Os riachos preservados apresentam a média da riqueza maior do que esta em riachos não preservados, porém em ambos os casos as assembléias sofrem influência de perturbações naturais ou antropogênicas. A análise multivariada de regressão indica que dos sete parâmetros analisados, somente o pH e cobertura vegetal da bacia estruturam a ictiofauna do ribeirão João Leite e estão relacionadas às modificações da paisagem de origem antrópica presentes na bacia em estudo.

Palavras-chave: ribeirão João Leite, bioma Cerrado, pesca elétrica, peixes neotropicais.

ABSTRACT

This study was conducted in the basin of the João Leite River, which integrates the high Paraná River basin in the southwest of the Goiás State. This river has origin in the Ouro Verde county and it empties in the Meia Ponte River, its basin shelter about 1.600.000 inhabitants distributed in seven counties. The weather is classified as hot and sub-humid with four or five dry months. The predominant covering vegetation is the Cerrado, a savanna vegetation type. This study aims to i) compare the fish assemblages of four creeks located into a conservation unit (Altamiro de Moura Pacheco Ecological State Park) with this of six creeks presents in not preserved areas in the same basin; and ii) determine the fish-environment interaction considering 24 creeks of the sub-basin of the River João Leite. Fish sampling was carried through in the low water period using electric fishing in stretches of 50m, where the environmental parameters were measured with portable equipment (pH, conductivity, turbidity) and through satellite's images (size of the drainage, grazing, urban and covering vegetation areas). The comparison of fish assemblages was given through a cluster analysis followed by a Morisita-Horn index, and the quality of the aquatic environment was evaluated by the method of "ABC curves", whereas the relation fish-environment was determined by multiple regression analysis, method *stepwise*. The preserved creeks present a richness average bigger than this in creeks not preserved, but in both the assemblages suffer influence of natural or anthropogenic disturbances. The multiple regression analysis indicates that of the seven parameters analyzed, only the pH and covering vegetation of the basin structure the ichthyofauna of the creeks and is related to the changes of the landscape of anthropic origin in this studied basin.

Key-words: João Leite River, Cerrado biome, electric fishing, neotropical fishes

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	14
CAPÍTULO 1- COMPARAÇÃO DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES ENTRE RIACHOS PERTURBADOS OU NÃO NO ALTO DO RIO PARANÁ EM GOIÁS, BRASIL CENTRAL	
1 INTRODUÇÃO.....	17
2 METODOLOGIA.....	19
2.1 Área de estudo.....	19
2.2 Coleta da Ictiofauna.....	20
2.3 Análise dos dados.....	24
2.3.1 Descritores ecológicos.....	25
2.3.2 Comparação da ictiofauna entre riacho.....	27
2.3.3 Qualidade do ambiente aquático.....	28
3 RESULTADOS.....	30
3.1 Descritores ecológicos.....	31
3.2 Comparação da ictiofauna.....	31
3.3 Qualidade do ambiente aquático.....	35
4 DISCUSSÃO.....	35
CAPÍTULO 2. INFLUÊNCIA DOS FATORES ABIÓTICOS E DAS MODIFICAÇÕES DA PAISAGEM NAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES DE RIACHOS, ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ, REGIÃO CENTRO-OESTE	
1 INTRODUÇÃO.....	45
2 METODOLOGIA.....	47

2.1 Área de estudo.....	47
2.2 Protocolo amostral.....	48
2.3 Análises dos dados	52
3 RESULTADOS.....	55
4 DISCUSSÃO.....	60
CONCLUSÃO GERAL.....	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	66

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

CAPÍTULO 1. COMPARAÇÃO DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES ENTRE RIACHOS PERTURBADOS OU NÃO NO ALTO DO RIO PARANÁ EM GOIÁS, BRASIL CENTRAL

- Figura 1. Mapa da localização da sub-bacia do ribeirão João Leite e abrangência de municípios.....21
- Figura 2. Localização dos riachos amostrados na sub-bacia do ribeirão João Leite, GO. 1 = Macaúba; 2 = Carapina; 3 = Barreiro; 4 = Cana Brava; 5 = Palmito; 6 = Onça; 7 = Sem Nome 3; 8 = Bandeira; 9 = Pedreira; 10 = Sem Nome 2. A linha tracejada representa o limite da sub-bacia. As áreas em cinza claro indicam o Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco.....23
- Figura 3. Curva de rarefação para os dez riachos da sub-bacia do médio-baixo ribeirão João Leite. 1 = Macaúba; 2 = Carapina; 3 = Barreiro; 4 = Cana Brava; 5 = Palmito; 6 = Onça; 7 = Sem Nome 3; 8 = Bandeira; 9 = Pedreira; 10 = Sem Nome 2.33
- Figura 04. Agrupamento das assembléias de peixes dos riachos da sub-bacia do ribeirão João Leite considerando a abundância (A) e os valores de similaridade utilizando o Índice de Morisita-Horn (B). Os números romanos indicam os grupos. A caixa oval indica a escala. 1 = Macaúba; 2 = Carapina; 3 = Barreiro; 4 = Cana Brava; 5 = Palmito; 6 = Onça; 7 = Sem Nome 3; 8 = Bandeira; 9 = Pedreira; 10 = Sem Nome 2.....34
- Figura 6. Curvas ABC por ano dos riachos localizados em área preservada.....36
- Figura 7. Curva de abundância e biomassa por ano dos

riachos Palmito (E), Onça (F) e Sem nome 3 (G) localizados em áreas não preservadas.....	37
Figura 8. Curva de abundância e biomassa por ano dos riachos Bandeira (H), Pedreira (I) e Sem Nome 2 (J) situados em áreas não preservadas.....	38
Tabela 1. Georeferências dos trechos amostrados nos riachos da sub-bacia do ribeirão João Leite, Goiás.....	22
Tabela 2. Abundância absoluta das espécies coletadas por riacho amostrado no médio-baixo ribeirão João Leite, GO. 1 = Macaúba; 2 = Carapina; 3 = Barreiro; 4 = Cana Brava; 5 = Palmito; 6 = Onça; 7 = Sem Nome 3; 8 = Bandeira; 9 = Pedreira; 10 = Sem Nome 2.....	29
Tabela 3. Média e desvio padrão (entre parênteses) da abundância (n), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), e uniformidade de Pielou (J') nos riachos amostrados no ribeirão João Leite.....	32

CAPÍTULO 2. INFLUÊNCIA DOS FATORES ABIÓTICOS E DAS MODIFICAÇÕES DA PAISAGEM NAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES DE RIACHOS, ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ, REGIÃO CENTRO-OESTE

Figura 1. Localização dos riachos amostrados na sub-bacia do ribeirão João Leite, GO. 1 = Bandeira; 2 = Barreiro; 3 = C 1; 4 = Cana Brava; 5 = Carapina; 6 = Cunha; 7 = Descoberto; 8 = Fundão; 9 = Gamela; 10 = Jenipapo; 11 = Grama; 12 = Intendência; 13 = Invernada; 14 = Macaúba; 15 = Maria Paula; 16 = Palmito; 17 = Pedreira; 18 = Poções; 19 = Posse; 20 = Rosa; 21 = Sapato; 22 = Sn2; 23 = Sn3; 24 = Tamanduá. A linha tracejada representa o limite da sub-bacia. As áreas em cinza claro indicam o Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco.....	49
Tabela I. Georeferências dos trechos amostrados nos riachos da sub-bacia do ribeirão João Leite, Goiás.....	50
Tabela II - Abundância absoluta das espécies coletadas nos 24 riachos amostrados ao	

longo do ribeirão João Leite.....	56
Tabela III - Valores dos descritores ecológicos dos 24 riachos do ribeirão João Leite.....	58
Tabela IV - Valores das variáveis físico-químicas da água coletadas nos 24 riachos no ribeirão João Leite. Categoria 1= até 33%; 2 = 33% a 66%; 3 = > 66%.....	59

INTRODUÇÃO GERAL

A região Neotropical engloba a América do Sul, que possui a maior fauna de peixes de água doce conhecida, mais de 6.000 espécies catalogadas (GRAÇA & PAVANELLI 2007). Na América do Sul, esta fauna é diversificada e complexa (VARI & MALABARBA 1998), no Brasil são encontradas mais de 2.500 espécies válidas (GRAÇA & PAVANELLI 2007) distribuídas desde pequenos afluentes a grandes rios (LEMES & GARUTTI 2002). No estado de Goiás, encontram-se algumas nascentes dos rios que fazem parte da bacia hidrográfica do rio Paraná, como é o caso do rio Meia Ponte, que recebe águas de vários afluentes, entre os quais o ribeirão João Leite, que se localiza a montante de Anápolis e a jusante de Goiânia. Os cursos de água presentes em Goiás constituem a cabeceira (parte alta) da bacia do Paraná e do Tocantins-Araguaia, regiões com alta probabilidade de apresentar espécies endêmicas (TEJERINA-GARRO 2008).

O ribeirão João Leite abriga cerca de 1.600.000 habitantes dispersos nos municípios de Goiânia, Anápolis, Nerópolis, Goianápolis, Terezópolis, Ouro Verde, Campo Limpo e o Distrito de Goialândia (IBGE 2007), e é responsável por 55% do volume total do abastecimento de água de Goiânia, a capital do estado (NASCIMENTO 1998).

Esta sub-bacia está inserida no bioma Cerrado, que apesar de ser o segundo domínio mais rico em biodiversidade do Brasil, encontra-se sob intenso impacto antropogênico (MYERS et al. 2000). Ainda assim, somente 1,2% de sua extensão constituem unidades de conservação, como o Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco (PEAMP) em Goiás (GALINKIN 2003); este parque foi criado em 1991 pela lei de nº 11.471 de 03 de julho, com o objetivo de proteger os últimos resquícios de mata seca em Goiás (RIBEIRO et al. 1983).

Dentre os impactos observados no ribeirão João Leite, destacam-se a introdução de espécies exóticas e fragmentação do hábitat. Do primeiro são exemplos a *Tilapia rendalli* (tilápia), de origem africana (FIALHO & TEJERINA-GARRO 2004) e *Poecilia reticulata* (barrigudinho), de origem australiana (BECKER et al. 2002), as quais competem por alimentos e espaço com as espécies nativas (DEVIN et al. 2005), se adaptam, reproduzem, exercem dominância prejudicando processos naturais das espécies nativas (MMA 2000). A fragmentação de hábitat tem como causas a passagem das rodovias GO-060 e GO-330, que interligam Goiânia e Anápolis, bem como por meio do desmatamento com finalidade agropastoril, predominante na região (KLINK & MACHADO 2005). Estes impactos interferem nas comunidades bióticas, via remoção da vegetação da bacia a qual influencia no tipo de alimento utilizado pelos peixes, proporcionando recursos diversos como frutos, flores, sementes e insetos (GOULDING 1980); principalmente às espécies de pequeno porte, características destes locais, as quais são fortemente dependentes de material alóctone importado da vegetação marginal para sobreviver e que são ameaçadas com a falta destas (LOWE-McCONNELL 1999).

As pressões as quais o ambiente esteve sujeito, determinam a composição faunística de uma determinada região; para tanto é necessário relacionar dados físicos e químicos com padrões biológicos, para diagnosticar as reais condições ambientais apresentadas por estes (CASTRO & CASATTI 1997); dentre estes processos, a morfologia do rio e a turbidez, relacionados com a temperatura e pH estão dentre os mais importantes (ESTEVES 1988). O aumento da turbidez reduz a possibilidade dos peixes serem detectados pelos seus predadores e aumenta a atividade forrageadora em resposta à redução do risco de predação (RINCÓN 1999), por outro lado, a diminuição do pH do meio pode levar a um retardo na taxa

de crescimento, má formação do esqueleto e alterações na reprodução; diminuindo o número de indivíduos (ESTEVEZ 1988).

Diante o exposto este estudo apresenta, no primeiro capítulo, dados sobre a ictiofauna nos riachos do ribeirão João Leite, Goiás, trazendo informações ecológicas das assembléias de peixes e a resposta destas à qualidade do ambiente aquático. No segundo capítulo foram determinados os parâmetros ambientais que estruturam estas assembléias, no segundo.

CAPÍTULO 1. COMPARAÇÃO DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES ENTRE RIACHOS PERTURBADOS E NÃO PERTURBADOS NO ALTO DO RIO PARANÁ EM GOIÁS, BRASIL CENTRAL

1 INTRODUÇÃO

A modificação dos ambientes aquáticos devido às perturbações antropogênicas, está levando à extinção a fauna de peixes de água doce (BUCKUP 1999). Especialmente em riachos de cabeceiras, porque as perturbações, além de prejudicar as comunidades ictiicas locais, também afetam as ictiocenoses dos rios dos quais estes riachos são tributários (ARAÚJO 1998). Estas perturbações não decorrem somente dos usos múltiplos da água, mas também do uso do solo, sendo que ambos interferem na hidrologia da bacia e modificam o hábitat aquático (KARR 1981; MELO 2003). Este cenário é também observado nos ambientes aquáticos integrantes do bioma Cerrado que se encontra sob intensa pressão resultante de atividades antropogênicas (MYERS et al. 2000), como agropecuária (KLINK & MACHADO 2005) e urbanização (TEJERINA-GARRO 2008). Estas atividades contribuem com a destruição e degradação do ambiente e com a poluição química, ambas sendo as principais causas da extinção de espécies (OLIVIEIRI & VITALIS 2001), inclusive as do ambiente aquático, afetando assim a estrutura e composição das suas assembléias.

Assim, a transformação de matas ripárias em pastagem influencia na disponibilidade de micro-hábitats aquáticos para os peixes (FERREIRA & CASATTI 2006a; GOMIERO & BRAGA 2006) além de favorecer o aumento da incidência de luz, a exclusão de alguns recursos alimentares (SMITH et al. 2003) ou diminuição de locais para reprodução (SERRA et al. 2007). Por sua vez, a terra levada para os corpos d'água devido à erosão do solo, proveniente da retirada da mata ripária, ou

do desmatamento com fins agropastoris, aumenta a quantidade de partículas em suspensão na água influenciando a turbidez e a temperatura (FIALHO et al. 2008). O aumento de sedimentos diminui a diversidade e integridade das comunidades, além de interferir nos locais de refúgios dos peixes, contra aves e mamíferos predadores (FERREIRA & CASATTI 2006a), alimentação e desova (BERKMAN & RABENI 1987) e a elevação da temperatura aumenta o metabolismo dos organismos aquáticos (FERREIRA & CASATTI 2006a).

Os efluentes domésticos lançados na água diminuem o oxigênio da água (SMITH & BARRELA 2000; FERREIRA & PETRERE 2007) podendo levar a morte de determinados indivíduos e beneficiar outros como *Poecilia reticulata* (VIEIRA & SHIBATTA 2007; CASATTI et al. 2006a e 2006b). Por outro lado, em ambientes aquáticos não perturbados, espera-se assembleias de peixes ricas, em que a abundância das espécies seja distribuída de maneira relativamente uniforme (MAGURRAN & PHILLIP 2001), situação esta favorecida pela complexidade e heterogeneidade do ambiente aquático (LIMA-JR et al. 2006). Isto seria mais evidente no caso das espécies endêmicas (CASATTI et al. 2001) em decorrência dos seus hábitos específicos em relação ao micro-habitat e alimentação (SÚAREZ & PETRERE-JR 2006).

Verifica-se que em cursos de água não perturbados e com presença de mata ripária há uma maior diversidade de espécies de peixes, isto por que estes locais apresentam maior disponibilidade de habitats e uma baixa oscilação nas condições ambientais (GOMIERO & BRAGA 2006). Esta situação também se aplica a outros organismos que servem de alimento aos peixes, como é o caso dos insetos aquáticos, cuja diversidade (GALVES et al. 2007), abundância (OLIVEIRA et al.

1997) e riqueza (BERKMAN & RABENI 1987) tendem a ser maior em locais não perturbados.

Assim, uma maneira de avaliar os níveis de degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos é a utilização dos descritores ecológicos tais como abundância, riqueza (FERREIRA & CASATTI 2006a), diversidade e uniformidade (CUNICO et al. 2006; MAGURRAN & PHILLIP 2001), além das curvas de abundância e biomassa (CASATTI et al. 2006a; PINTO et al. 2006).

Diante do exposto este trabalho tem como objetivo: i) comparar a ictiofauna de quatro riachos localizados numa unidade de conservação (Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco) com a de seis riachos presentes em áreas não preservadas na bacia do ribeirão João Leite, Brasil Central, amostrados em 2005 e 2006, considerando quatro descritores ecológicos (abundância, riqueza, diversidade e uniformidade) e um índice de similaridade; ii) investigar se há influência dos impactos ambientais sobre a relação abundância e biomassa das assembléias de peixes.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na sub-bacia do ribeirão João Leite que faz parte da bacia hidrográfica do rio Meia Ponte, alto rio Paraná. Ocupa uma área de 751,51 km² e suas nascentes encontram-se na Serra do Sapato Arcado, noroeste do município de Ouro Verde (GALINKIN 2003). Esta sub-bacia está inserida no Planalto Central Goiano, representado pelas sub-unidades do Planalto do Alto Tocantins-Paranaíba e do Planalto Rebaixado de Goiânia (GONÇALVES et al. 2002). O clima desta região é quente e subúmido com cinco meses secos, sendo

que cerca de 80% das chuvas caem de novembro a março. A cobertura vegetal predominante é do tipo Cerrado, havendo manchas de mata seca e de mata ripária, esta última ao longo dos cursos de água (GALINKIN 2003).

A ocupação humana contemporânea da sub-bacia remonta ao século XIX, com a implantação dos povoados, que se tornaram posteriormente as cidades de Nerópolis e Anápolis (NASCIMENTO 1998). Atualmente, esta sub-bacia abrange parcialmente os municípios de Goiânia, Anápolis, Nerópolis, Goianápolis, Terezópolis, Ouro Verde, Campo Limpo e o Distrito de Goialândia (GALINKIN 2003) (Figura 1).

Foram selecionados dez riachos localizados na parte média-baixa desta sub-bacia (Tabela I), sendo as condições de acesso ao local, o fator determinante na escolha dos trechos amostrais. Quatro riachos (Macaúba, Carapina, Cana Brava e Barreiro) localizados dentro do Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco. Esta unidade de conservação de proteção integral foi criada para proteger um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica no Estado de Goiás (Figura 2), computando uma área total de 41,23 km² (SEMARH 2005). Os riachos Palmito, Onça, Sem nome 3, Bandeira, Pedreira e Sem nome 2 se encontram em áreas não destinadas à conservação (Figura 2). Nelas se observa substituição da mata ripária por pastagens, próximo aos trechos amostrados (riachos Palmito, Sem nome 3, Sem nome 2), uso da água para irrigação (à montante do trecho amostrado no riacho Bandeira), reservatórios de água (riachos Bandeira e Palmito), recepção de efluentes domésticos, desnível artificial do leito > 5 m e proximidade da área urbana de Goiânia (riacho Pedreira).



Figura 1. Mapa da localização da sub-bacia do ribeirão João Leite (linha tracejada) e dos municípios por ela abrangidos.

Tabela 1. Georeferências dos trechos amostrados nos riachos da sub-bacia do ribeirão João Leite, Goiás.

Pontos amostrais	Coordenadas geográficas	
	S	O
Macaúba	16°32'12.2"	49°09'03.5"
Carapina	16°32'00.3"	49°06'50.2"
Cana Brava	16°31'56.3"	49°09'39.3"
Barreiro	16°31'14.1"	49°08'45.5"
Onça	16°33'01.7"	49°10'51.3"
Bandeira	16°31'47.2"	49°10'50.0"
Sem nome 2	16°33'36.4"	49°13'30.5"
Sem nome 3	16°33'12.1"	49°11'02.6"
Pedreira	16°36'22.4"	49°13'33.3"
Palmito	16°33'08.5"	49°11'59.7"

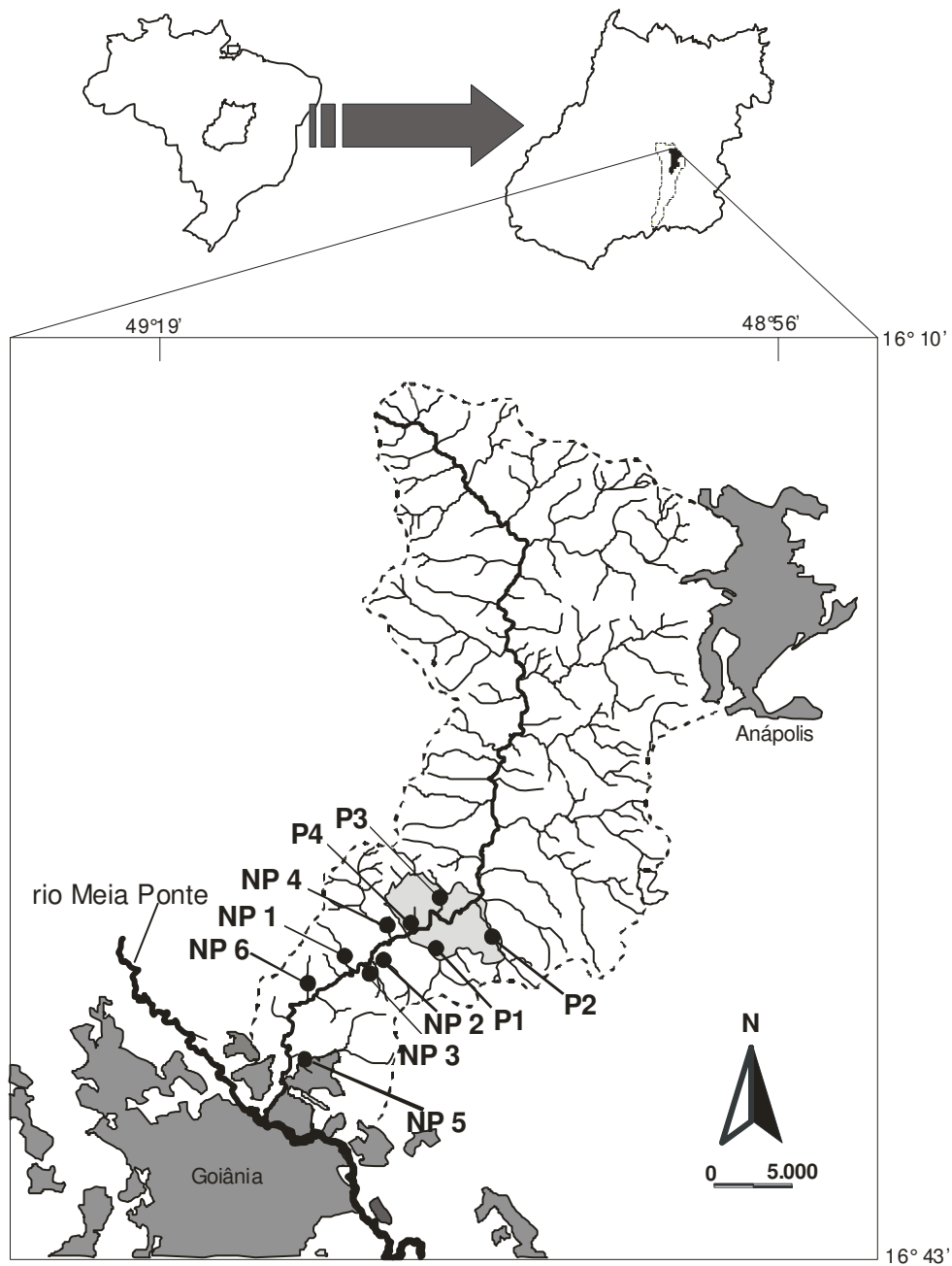


Figura 2. Localização dos riachos amostrados na sub-bacia do ribeirão João Leite, GO. P1 = Macaúba; P2 = Carapina; P3 = Barreiro; P4 = Cana Brava; NP 1 = Palmito; NP 2 = Onça; NP 3 = Sem Nome 3; NP4 = Bandeira; NP 5 = Pedreira; NP 6 = Sem Nome 2. A linha tracejada representa o limite da sub-bacia. As áreas em cinza claro indicam o Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco.

2.2 Coleta da Ictiofauna

Os peixes foram coletados bimestralmente entre 2005 e 2006. Entretanto, neste estudo são apenas consideradas quatro coletas realizadas no período da estiagem (abril a setembro) dos referidos anos, eliminando assim a interferência da variável temporal.

Inicialmente cada riacho foi demarcado e georeferenciado (GPS 12 - GARMIN) um trecho de 50 m, no qual foram coletados os peixes, utilizando-se a pesca elétrica. Esta técnica é eficiente na captura de peixes de pequeno porte (SEVERI et al. 1995) e em cursos d'água estreitos e relativamente rasos (MAZZONI et al. 2000), ambas condições encontradas nos riachos amostrados neste estudo. Para tanto, utilizou-se um gerador de energia (HONDA EZ1800 - 220 v) instalado na margem, acoplado a um modulador de corrente, ligados a dois puçás (ânodo e cátodo) que produzem na água uma corrente elétrica contínua (voltagem variando entre 100 a 600 V). Cada trecho foi percorrido três vezes conforme sugestão de Esteves e Lobón-Cerviá (2001), no sentido jusante-montante. Desta maneira, o esforço amostral foi de 3 pessoas/2 horas/3 passadas/50 m.

Os peixes capturados foram fixados em formol 10%, embalados em sacos plásticos, identificados e transportados ao Centro de Biologia Aquática (CBA) da Universidade Católica de Goiás (UCG), onde foram triados, identificados taxonomicamente. De cada lote específico foi obtido o peso total e, de cada indivíduo, o comprimento padrão. Exemplares de cada espécie foram enviados ao Laboratório de Ictiologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul para confirmação de identificação.

2.3 Análise dos dados

Os dados coletados foram dispostos em matrizes espécie por local de coleta (McCUNE & GRACE 2002), as quais foram utilizadas para as análises subseqüentes.

2.3.1 Descritores ecológicos

Foram calculados os seguintes descritores:

a) Abundância

É o número de indivíduos de cada taxa. Esta reflete o equilíbrio entre um grande número de fatores e processos, e as variações em cada um deles resultam em pequenos incrementos ou decrementos na abundância (RICKLEFS 1996);

b) Riqueza

É a medida mais simples de uma comunidade constituída pelo número de espécies que ela possui (RICKLEFS 1996). Esta aumenta na proporção direta do número de indivíduos amostrados dificultando a comparação entre os valores obtidos (MAGURRAN 2004). A fim de contornar este problema foi utilizado o método da rarefação, onde sub-amostras de igual tamanho de indivíduos são retiradas aleatoriamente do total para assim ocorrer uma comparação padronizada (MAGURRAN 2004). Visando facilitar a comparação dos resultados obtidos foi considerado o ponto de corte equivalente à menor abundância encontrada entre os trechos amostrados, ou seja, 165 indivíduos no córrego Palmito;

c) Diversidade

Nem todas as espécies contribuem igualmente para a estimativa da diversidade visto que seus papéis funcionais na comunidade variam de acordo com a sua abundância total. Uma maneira de medir a diversidade considerando esta situação é a utilização de um índice, no qual a distribuição de cada espécie é pesada (estatisticamente) por sua abundância relativa (RICKLEFS 1996). Neste estudo a diversidade de espécies foi determinada em bits/indivíduos através do índice de Shannon-Wiener, o qual é sensível às espécies raras, ou seja, as que possuem poucos indivíduos coletados (MAGURRAN 2004). Este foi calculado através da fórmula:

$$H' = -\sum (p_i) (\log_2 p_i)$$

Onde:

H' = informação contida na amostra (bits/indivíduo);

$\log_2 p_i$ = logaritmo na base 2 de p_i ;

p_i = proporção da i ésima espécie da amostra.

d) Uniformidade

Esta medida relaciona o índice de diversidade de Shannon com o número de espécies e é calculada através da fórmula:

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

Onde:

J' = índice de uniformidade de Pielou;

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener;

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

S = número total de espécies.

Todos os descritores acima mencionados foram calculados utilizando-se o programa Biodiversity Professional 2.0©.

A fim de determinar se existiam diferenças significativas entre os riachos amostrados considerando as médias dos descritores abundância, diversidade e uniformidade, foi realizada separadamente uma análise de Kruskal-Wallis seguida de uma análise post-hoc de comparação múltipla da posição da mediana dos grupos, utilizando-se o programa Statistica 7.1©.

2.3.2 Comparação da ictiofauna entre riachos

Para determinar o grau de semelhança entre as assembléias de peixes dos riachos localizados em áreas preservadas e não preservadas, realizou-se uma análise de agrupamento do programa ADE-4 (THIOULOUSE et al. 2001), utilizando-se a distância euclidiana e o método hierárquico de Ward (VALENTIN 2000; McCUNE & GRACE 2002). Esta análise permite estabelecer grupos naturais de objetos ou descritores definidos por certo número de variáveis, observando um determinado grau de semelhanças ou afinidade hierárquica, combinando classes pequenas em classes cada vez maiores, porém cada vez menos homogêneas (VALENTIN 2000). Os grupos determinados por esta análise foram comparados com o resultado de uma segunda análise de agrupamento, utilizando-se o Índice de Morisita-Horn (MAGURRAN 2004) através da fórmula:

$$I_{M-H} = 2 \sum (a_{ni} \times b_{nj}) / (d_a + d_b) a_N \times b_N$$

Onde:

a_{ni} = número de indivíduos da i-ésima espécie no local A;

b_{nj} = número de indivíduos da j-ésima espécie no local B;

a_N = número de indivíduos no local A;

b_N = número de indivíduos no local B;

$d_a = a_{ni}^2 / a_N^2$;

$d_b = b_{nj}^2 / b_N^2$.

2.3.3 Qualidade do ambiente aquático

Esta foi determinada através da relação entre a curva de abundância acumulativa e a da biomassa acumulativa (Curvas ABC) das espécies coletadas em cada riacho amostrado seguida do cálculo da dominância da biomassa ou abundância representada pelo valor da estatística W calculada utilizando-se o programa PRIMER. Neste caso, a abundância reflete a biomassa e a energia no sistema, enquanto que o número de espécies a diversidade de hábitat e o comportamento do peixe (PINTO et al. 2006). A analogia estabelecida entre as curvas resultantes foi utilizada para classificar a qualidade do ambiente (*sensu* MAGURRAN 2004) em não perturbado (a curva de biomassa se sobrepõe à de abundância, ou seja, as assembléias de peixes são caracterizadas por espécies de grande porte e longo tempo de vida, as quais dominam em termos de biomassa sendo neste caso $W > 0$) e perturbado (a curva de abundância se sobrepõe à de

biomassa, isto é, a assembléia é composta por poucas espécies de pequeno porte que dominam em termos de abundância, ou seja, $W < 0$).

3 RESULTADOS

Nos dez riachos amostrados foram coletados 2.828 exemplares, distribuídos em 41 espécies, 13 famílias e seis ordens (Tabela 2).

3.1 Descritores ecológicos

Os riachos que apresentaram maiores valores de abundância foram o Pedreira e Sem nome 3 (646 e 510 indivíduos, respectivamente), enquanto que os menores foram observados no Palmito (168) e Barreiro (178) (Tabela 2). Entretanto, as diferenças destes valores, se mostraram aleatórias ($p = 0,122$; Tabela 3).

A análise de rarefação indica que a riqueza foi maior no riacho Bandeira (26 espécies), localizado em área não preservada, Macaúba (23) e Cana Brava (20), estes dois últimos em áreas preservadas. Os menores valores de riqueza foram observados nos riachos Palmito (10) e Sem Nome 3 (9), ambos presentes em áreas não preservadas (Figura 3).

Existem diferenças significativas entre a diversidade dos riachos amostrados ($p = 0,009$; Tabela 3). Esta é devida principalmente às diferenças entre os riachos Bandeira (3,886 bits/indivíduos) e Palmito (1,126 bits/indivíduos; $p = 0,001$) e Pedreira (3,055 bits/indivíduos) e Palmito (1,126 bits/indivíduos; $p = 0,028$).

Apesar das diferenças observadas na uniformidade entre assembléias de peixes dos riachos amostrados (Tabela 3), estas se mostraram aleatórias ($p = 0,122$).

Tabela 2. Abundância absoluta das espécies coletadas por riacho amostrado no médio-baixo ribeirão João Leite, GO. P1 = Macaúba; P2 = Carapina; P3 = Barreiro; P4 = Cana Brava; NP 1 = Palmito; NP 2 = Onça; NP 3 = Sem Nome 3; NP 4 = Bandeira; NP 5 = Pedreira; NP 6 = Sem Nome 2.

ORDEM	Riachos								
Família									
Espécie	1	2	3	4	5	6	7	8	9
CHARACIFORMES									
Anostomidae									
<i>Leporinus microphthalmus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Characidae									
<i>Astyanax altiparanae</i>	14	-	49	6	5	25	47	32	7
<i>Astyanax fasciatus</i>	48	58	34	68	-	42	-	37	36
<i>Astyanax sp.</i>	38	40	55	28	-	9	-	2	20
<i>Astyanax sp. A</i>	6	9	1	4	-	14	-	15	2
<i>Bryconamericus stramineus</i>	15	-	9	9	-	13	47	24	177
<i>Characidium fasciatum</i>	3	8	-	4	-	-	-	13	-
<i>Characidium gomesi</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	1	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Knodus sp.</i>	4	-	5	4	-	7	95	27	133
<i>Oligosarcus planaltina</i>	-	-	-	2	-	-	-	1	-
<i>Piabina argentea</i>	25	-	17	23	-	14	172	44	32
<i>Planaltina myersi</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	4
<i>Serrapinnus sp.</i>	11	1	-	5	-	-	-	5	1
Curimatidae									
<i>Cyphocharax modestus</i>	-	-	-	-	-	-	-	5	1
Erythrinidae									
<i>Hoplias malabaricus</i>	3	1	-	-	-	-	1	2	-
Parodontidae									
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	1	-	-	-	-	-	-	5	-
<i>Apareiodon piracicabae</i>	1	-	-	-	-	-	-	1	-
SILURIFORMES									
Callichthyidae									
<i>Aspidoras lakoi</i>	1	-	2	-	74	48	23	-	4
<i>Corydoras sp.</i>	-	-	1	-	62	11	23	-	-

Tabela 2 – Continuação.

ORDEM	Riachos										Total
Família											
Espécie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
SILURIFORMES											
Heptapteridae											
<i>Cetopsorhamdia sp.</i>	1	7	-	-	-	-	-	5	-	-	13
<i>Imparfinis sp.</i>	1	9	-	1	-	-	-	3	-	-	14
<i>Phenacorhamdia sp.</i>	2	6	-	3	-	-	-	1	-	-	12
<i>Pimelodella sp.</i>	-	34	-	-	-	-	-	2	-	-	36
<i>Rhamdia quelen</i>	6	16	5	4	8	2	0	8	43	2	94
Loricariidae											
<i>Hisonotus sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	3
<i>Hypostomus ancistroides</i>	-	2	-	1	9	-	-	1	4	1	18
<i>Hypostomus Regani</i>	-	-	-	-	2	-	2	-	1	-	5
<i>Hypostomus sp.1</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	14	-	15
<i>Hypostomus sp.2 grnigromaculatus</i>	-	-	-	-	3	-	-	2	13	-	18
<i>Rineloricaria latirostris</i>	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
PERCIFORMES											
Cichlidae											
<i>Apistograma sp.</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	3
<i>Cichlasoma paranaense</i>	12	-	3	8	1	-	41	13	-	9	87
<i>Crenicichla britskii</i>	2	-	-	-	-	-	-	9	-	10	21
<i>Laetacara sp.1</i>	-	-	-	-	-	-	-	6	-	3	9
<i>Laetacara sp.2</i>	1	-	-	-	-	-	-	3	-	1	5
<i>Tilapia rendalli</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	30	-	31
CYPRINODONTIFORMES											
Poeciliidae											
<i>Poecilia reticulata</i>	1	1	2	2	1	-	43	1	104	12	167
GYMNOTIFORMES											
Gymnotidae											
<i>Gymnotus carapo</i>	8	-	3	1	2	2	13	20	19	54	122
Sternopygidae											
<i>Eigenmannia trilineata</i>	2	-	-	-	-	-	-	15	1	4	22
SYNBRANCHIFORMES											
Synbranchidae											
<i>Synbranchus marmoratus</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	2

Tabela 3. Média e desvio padrão (entre parênteses) da abundância (n), índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), e uniformidade de Pielou (J') nos riachos amostrados no ribeirão João Leite. O valor em negrito indica diferenças significativas ($p < 0,05$). As letras sobrescritas representam diferenças significativas resultantes da análise post-hoc ($p < 0,05$).

Riacho	n	H'	J'
Macaúba	104 (36,77)	3,16 (0,406)	0,781 (0,065)
Carapina	96 (18,385)	2,685 (0,236)	0,777 (0,027)
Barreiro	93 (5,657)	2,415 (0,139)	0,713 (0,061)
Cana Brava	88,5 (6,364)	2,717 (0,357)	0,695 (0,067)
Palmito	84 (15,556)	1,126 ^{a,b} (0,293)	0,388 (0,045)
Onça	93,5 (27,577)	2,627 (0,264)	0,854 (0,119)
Sn3	255 (97,581)	2,492 (0,167)	0,735 (0,028)
Bandeira	153 (24,042)	3,886 ^a (0,148)	0,848 (0,016)
Pedreira	323 (169,706)	3,055 ^b (0,207)	0,755 (0,04)
Sn2	124 (32,527)	2,45 (0,699)	0,651 (0,173)
p	0,122	0,009	0,122

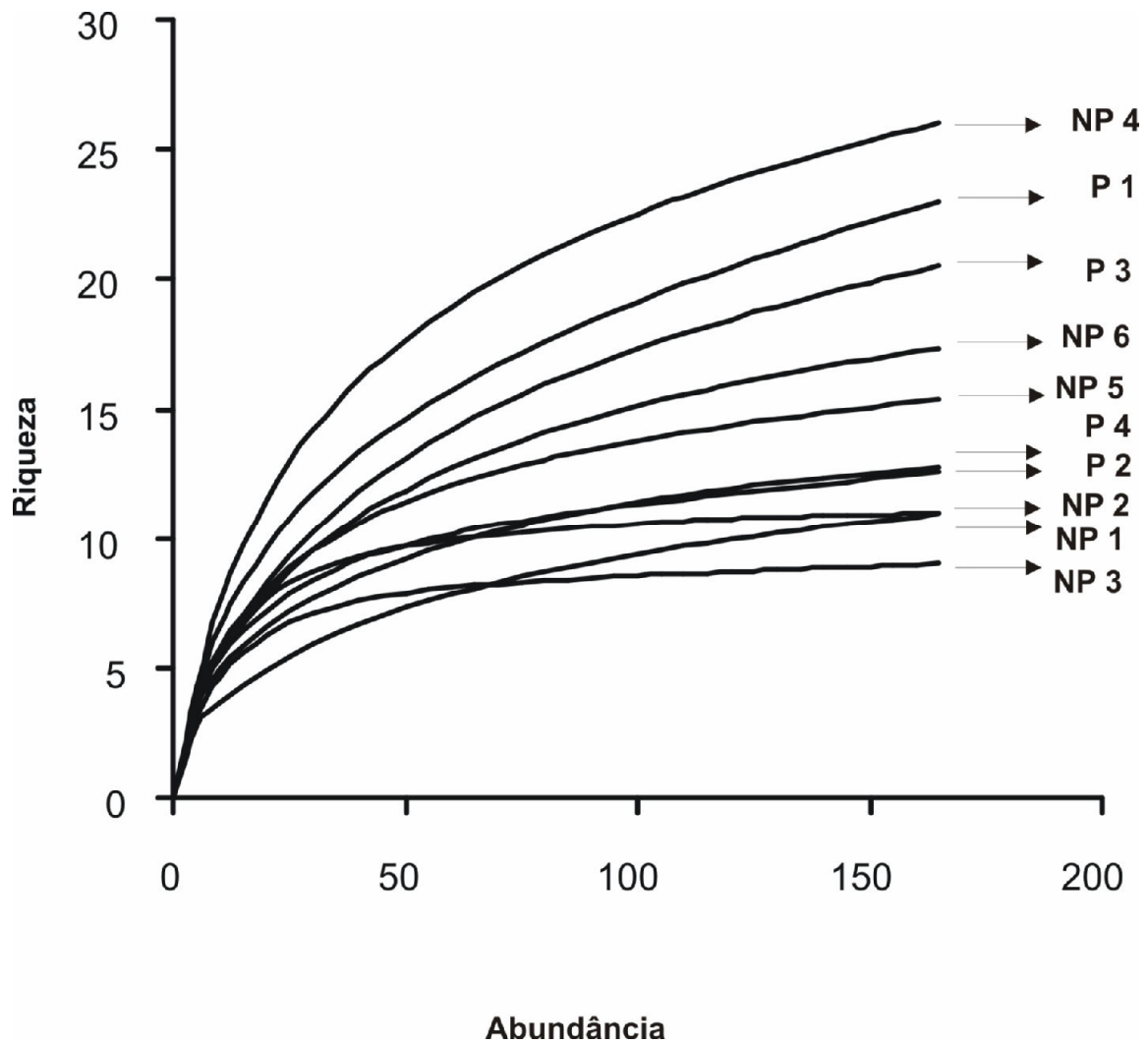


Figura 03. Curva de rarefação para os dez riachos da sub-bacia do médio-baixo ribeirão João Leite. P1 = Macaúba; P2 = Carapina; P3 = Barreiro; P4 = Cana Brava; NP 1 = Palmito; NP 2 = Onça; NP 3 = Sem Nome 3; NP 4= Bandeira; NP 5 = Pedreira; NP 6 = Sem Nome 2.

3.2 Comparação da ictiofauna

Os resultados da análise de similaridade indicam que as assembléias de peixes dos riachos localizados em áreas preservadas (grupo II) diferem destas localizadas em riachos de áreas não preservadas (grupo III e IV), exceto as dos riachos Bandeira e Onça (grupo I; Figura 4A). Resultados semelhantes são encontrados quando utilizado o índice de Morisita-Horn, exceto para o riacho Cana Brava localizado em área preservada (Figura 4B).

3.3 Qualidade do ambiente aquático

O resultado das curvas ABC na Figura 6 mostra que na área preservada os riachos Macaúba e Carapina apresentam-se não perturbados em 2005 ($W = 0,0064$, $W = 0,017$, respectivamente) e 2006 ($W = 0,127$ e $W = 0,126$, respectivamente), enquanto que o riacho Barreiro se apresenta perturbado em 2005 ($W = -XXX$) e o Cana Brava em 2006 ($W = -XXX$).

Em áreas não preservadas observa-se que o riacho Palmito apresenta-se perturbado nos dois anos de amostragem ($W = -0,112$ em 2005; $W = -0,275$ em 2006; Figura 7), enquanto que o riacho Sem nome 2 apenas em 2006 ($W = -0,082$; Figura 8). Os outros quatro riachos apresentam-se não perturbados (Figura 7 e 8).

4 DISCUSSÃO

Alterações nas comunidades aquáticas em condições naturais partem do pressuposto que variações bióticas e abióticas influenciam tanto a abundância quanto a riqueza de espécies (MATHEWS 1998).

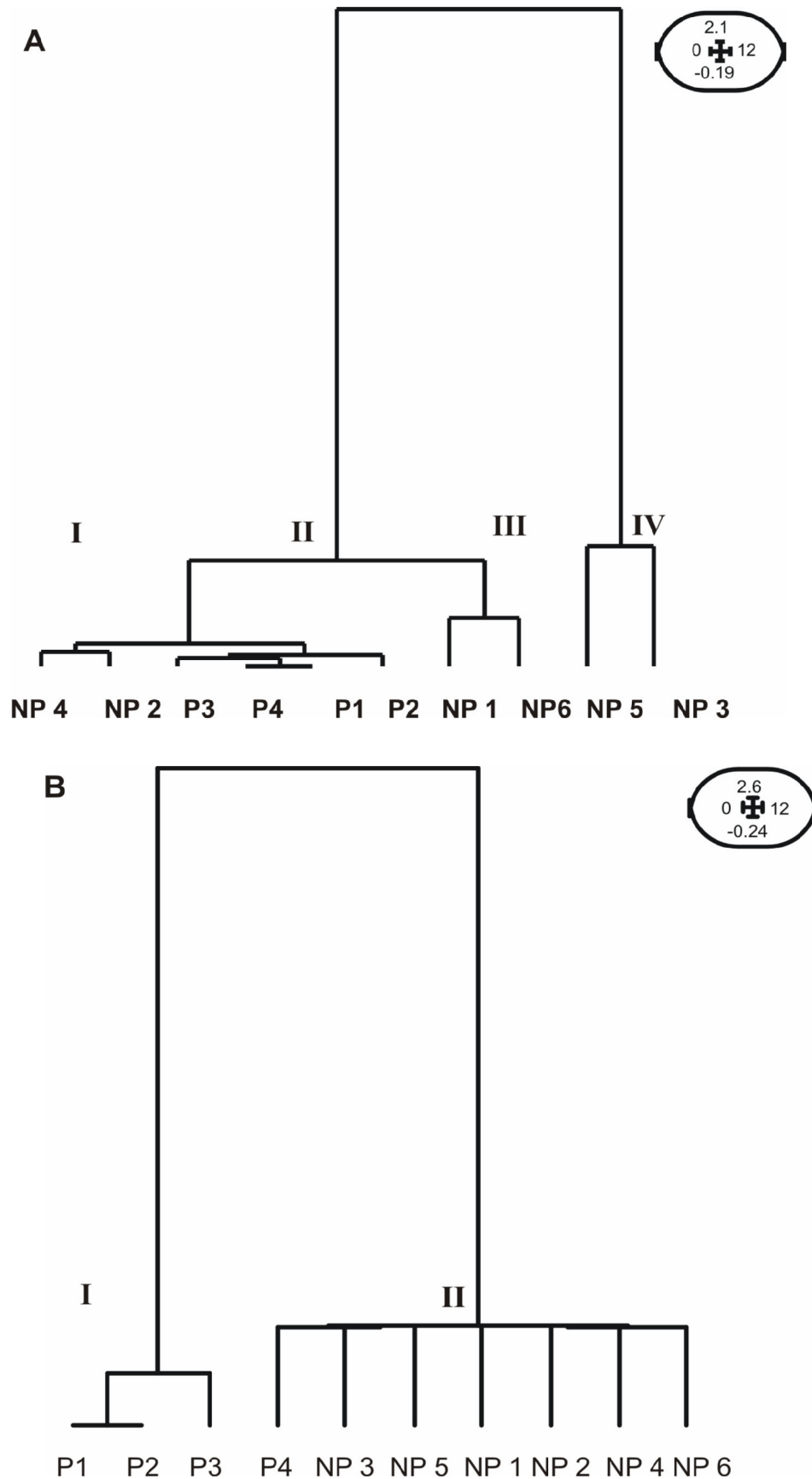


Figura 04. Agrupamento das assembléias de peixes dos riachos da sub-bacia do ribeirão João Leite considerando a abundância (A) e os valores de similaridade utilizando o Índice de Morisita-Horn (B). Os números romanos indicam os grupos. A caixa oval indica a escala. P1 = Macaúba; P2 = Carapina; P3 = Barreiro; P4 = Cana Brava; NP 1 = Palmito; NP 2 = Onça; NP 3 = Sem Nome 3; NP 4 = Bandeira; NP 5 = Pedreira; NP 6 = Sem Nome 2.

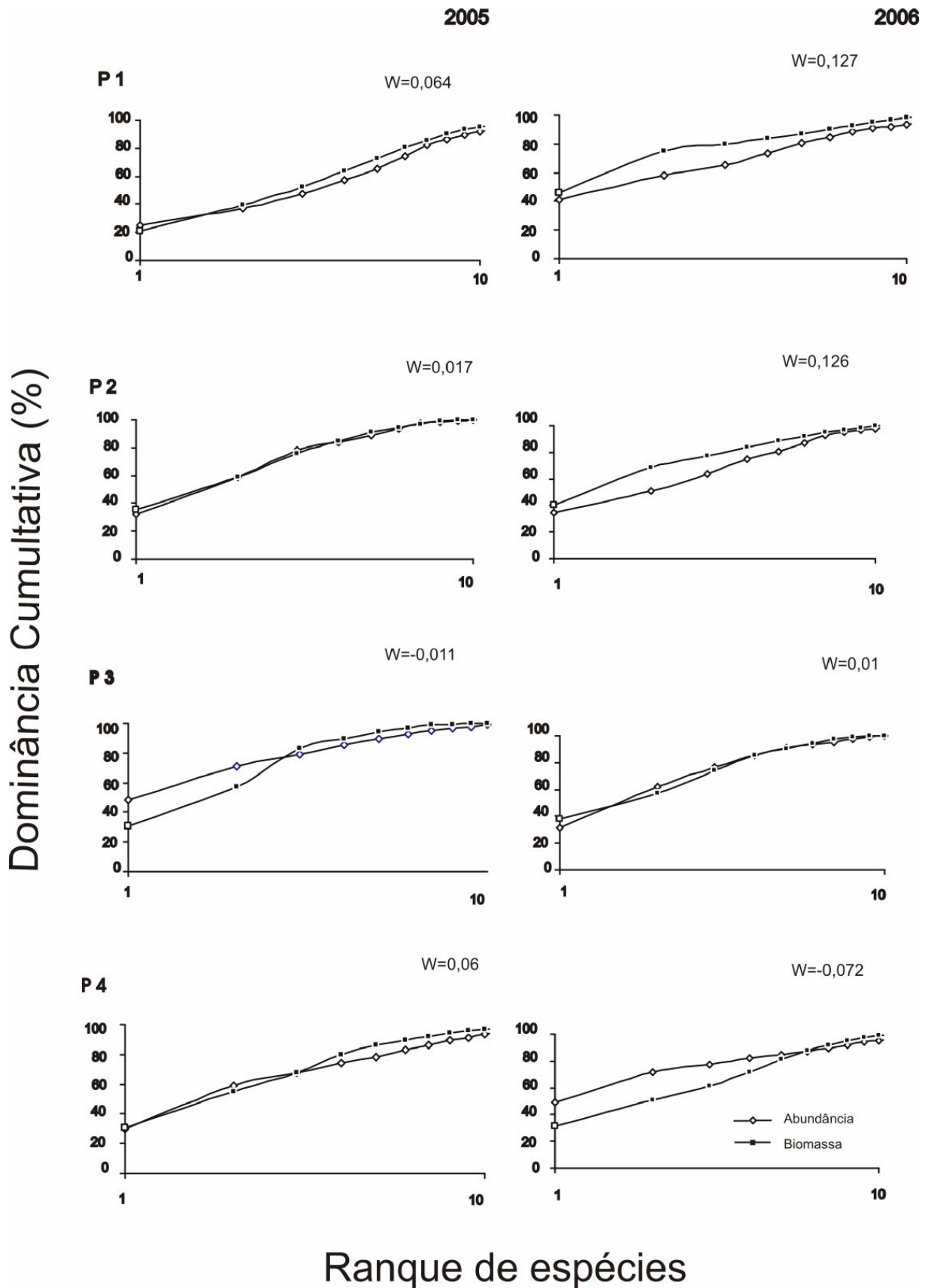


Figura 6. Curvas ABC por ano dos riachos localizados em área preservada. P1 = Macaúba; P2 = Carapina; P3 = Barreiro; P4 = Cana Brava. Os valores da estatística (W) é fornecido para cada riacho.

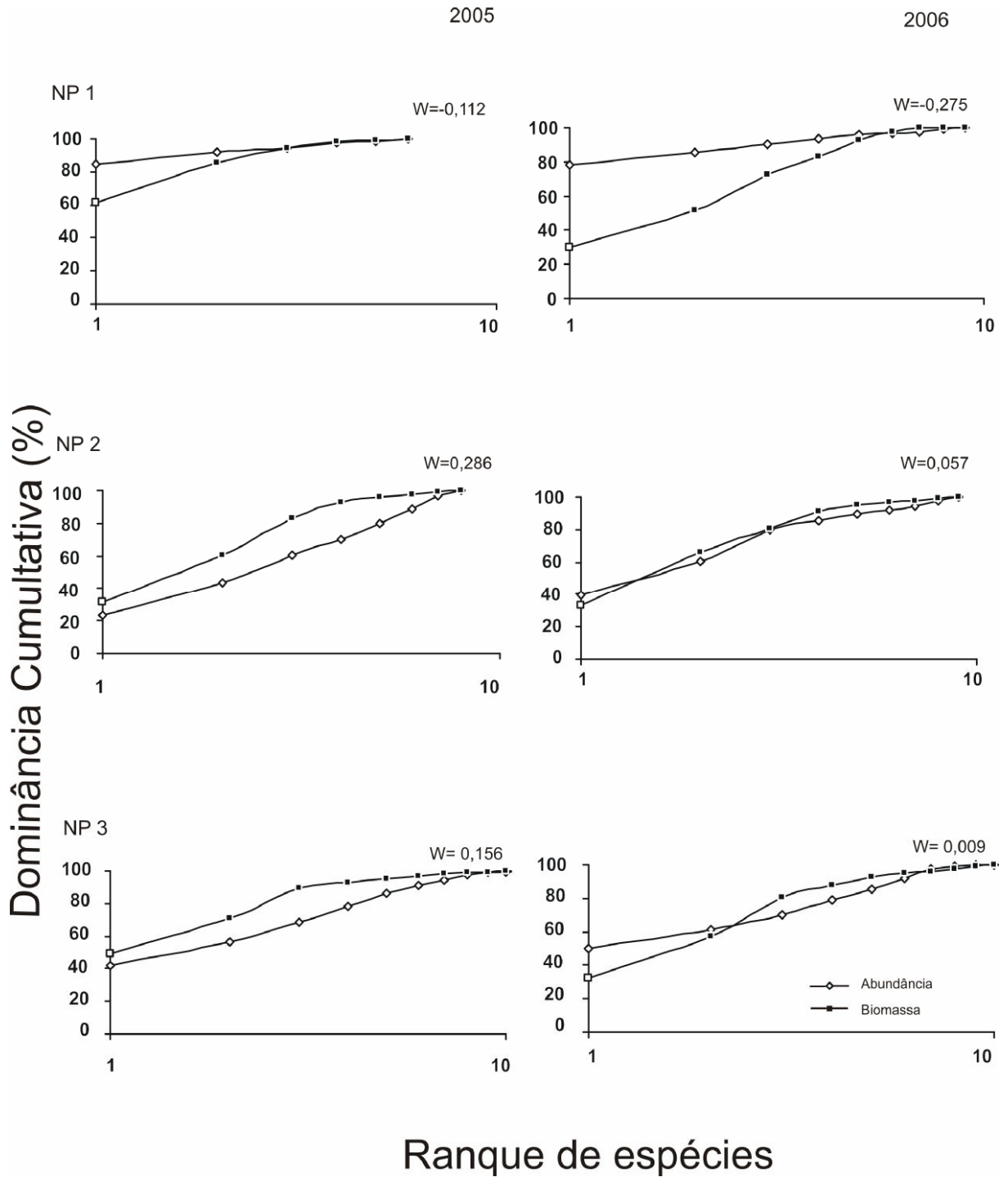
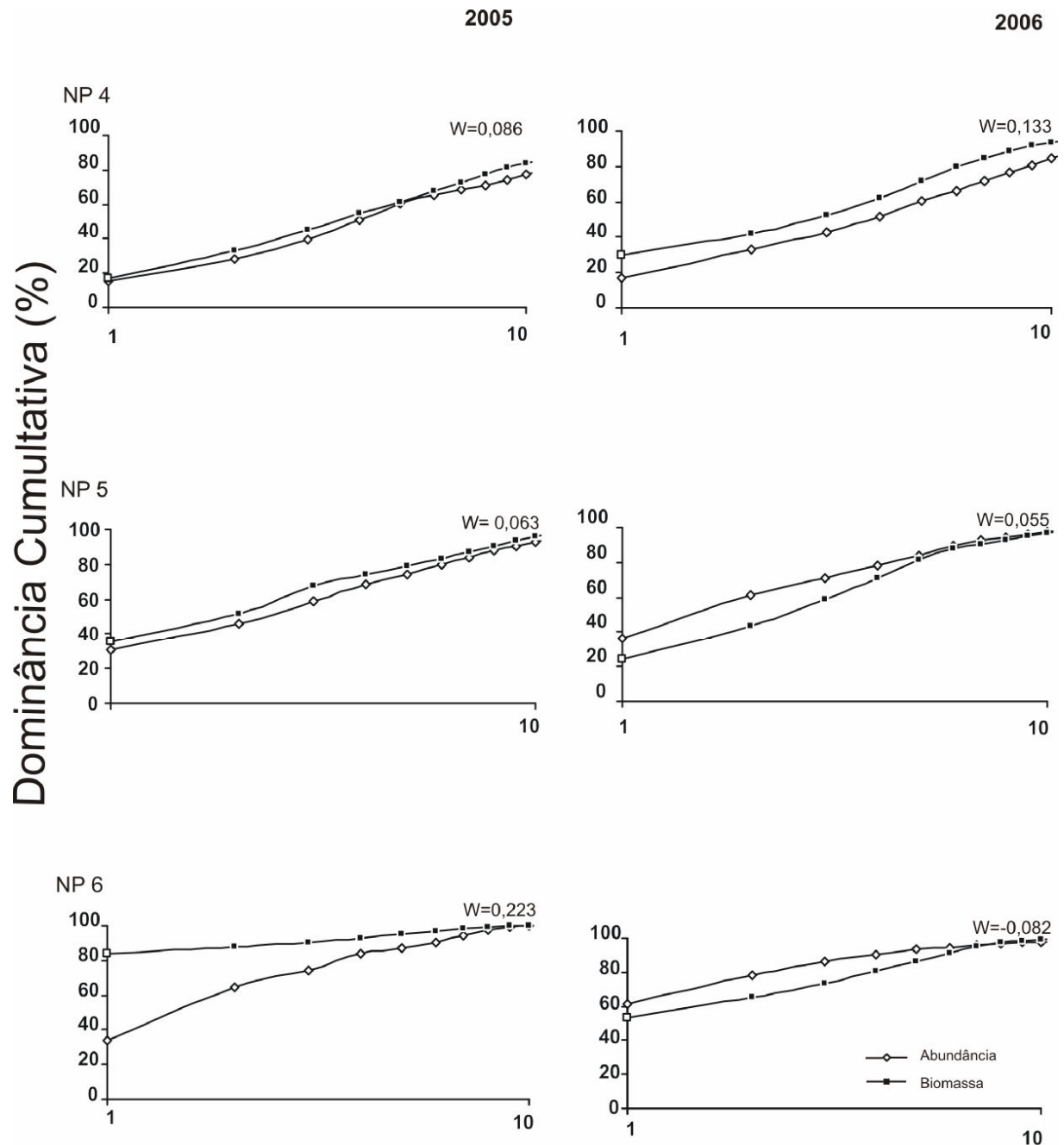


Figura 7. Curva de abundância e biomassa por ano dos riachos Palmito (NP 1), Onça (NP 2) e Sem nome 3 (NP 3) localizados em áreas não preservadas.



Ranque de espécies

Figura 8. Curva de abundância e biomassa por ano dos riachos Bandeira (NP 4), Pedreira (NP 5) e Sem Nome 2 (NP 6) situados em áreas não preservadas.

Neste trabalho, os agrupamentos indicam baixa similaridade entre as assembléias de peixes dos riachos localizados em áreas preservadas e não preservadas. De maneira geral estes resultados parecem estar relacionados com as condições ambientais encontradas nas áreas conservadas; neste caso o Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco (PEAMP) que é uma unidade de conservação desde 1991 (GOIÁS 1992) e assim isenta de impactos antropogênicos (OLIVEIRA et al. 1997), em relação às áreas não conservadas, nas quais estão presentes impactos relacionados com o lançamento de esgoto doméstico, estrada, depósito de ossos (Pedreira), pastagem (p.ex., Sem Nome 3, Onça, Sem Nome 2, Bandeira), curral (Palmito).

As degradações ambientais influenciam os atributos das assembléias de peixes tais como a riqueza, diversidade e uniformidade (CUNICO et al. 2006) constituindo-se descritores satisfatórios para avaliar os níveis de degradação ambiental em ecossistemas aquáticos (CASATTI et al. 2006a). Assim, presume-se que locais livres de impactos são caracterizados por alta riqueza ou diversidade de espécies e equilibrada distribuição de indivíduos entre estas (NAVAS-PEREIRA & HENRIQUE 1996; OTERO et al. 2006; CUNICO et al. 2006). Isto parece ocorrer neste estudo com relação à riqueza, pois os riachos localizados em áreas conservadas apresentam a média da riqueza maior (riacho Macaúba, 23 espécies; Cana Brava, 20; Barreiro, 13 e Carapina, 13) do que a encontrada nos riachos não preservados (Sem Nome 2, 17; Pedreira, 15; Palmito, 11; Onça, 11; Sem Nome 3, 9), exceto o riacho Bandeira (26 espécies). No caso deste último, o resultado pode estar relacionado com o fato do mesmo ter a sua região de cabeceira localizada numa área coberta por vegetação nativa e por possuir uma maior área de drenagem

que os outros riachos amostrados, a qual influencia no aumento da riqueza de espécies (WOOTON 1990).

Cunico et al. (2006) afirmam que riqueza e diversidade tendem a aumentar em locais com menor ou moderada degradação. Isto pode explicar a elevada diversidade encontrada no riacho Pedreira, apesar do mesmo receber efluentes domésticos, que afetam a oxigenação da água (SMITH & BARRELA 2000) podendo levar os peixes à morte. Ainda, neste riacho os atributos de riqueza e diversidade podem se ver favorecidos pela introdução de espécies exóticas, (OLIVEIRA & BENNEMANN 2005) como é o caso de *T. rendalli* e *P. reticulata*, ambas capazes de resistir à ambientes com baixa oxigenação por serem mais tolerantes às perturbações ambientais do que as espécies nativas (WOOTON 1990). Já no caso do riacho Palmito, riacho com pouca correnteza e substrato composto por lama e areia, as causas da baixa riqueza e diversidade parecem estar relacionadas com a presença de áreas agrícolas; que favorecem o assoreamento do canal do rio via erosão (FERREIRA & CASATTI 2006a), diminuindo assim a profundidade da água do canal, beneficiando espécies de pequeno porte e com hábitos bentônicos como *A. lakoi* e *Coridoras* sp. (FIALHO & TEJERINA-GARRO 2004). Em adição, neste riacho, o desmatamento da mata ripária favorece uma maior incidência de luz, propiciando o aparecimento de algas (LOWE-MCCONNELL 1999), que fazem parte de dieta alimentar destas duas espécies (LEMES & GARUTTI 2002). O desmatamento da bacia pode aumentar a erosão próxima a área de drenagem e diminuir a disponibilidade de micro-habitat e de alimentos (TEJERINA-GARRO 2008).

Por sua vez, o riacho Sem Nome 3 apresentou o menor valor de riqueza e uma baixa diversidade, isso pode ser explicado pela predominância de duas

espécies de peixes de pequeno porte (*P. argentea* e *Knodus* sp.), que representam 52,4% da abundância total. Isto pode estar relacionado com o canal estreito (média 2,44 m), aliado à ausência de mata ripária decorrente da substituição desta por pastagens, favorecendo espécies com hábito alimentar oportunista como *P. argentea* (FERREIRA et al. 2002) e espécies do gênero *Knodus* (CENEVIVA-BASTOS & CASATTI 2007). Além disso, a primeira espécie é comum em ambiente perturbado (FERREIRA et al. 2002; SANTOS et al. 2004), é de ampla ocorrência em riachos, possui hábito alimentar diurno (FIALHO & TEJERINA-GARRO 2004), características que podem ter influenciado a sua captura.

Segundo Otero et al. (2006), as curvas ABC indicam que, em um ambiente não perturbado, os indivíduos de grande porte representam pouco da abundância total, mas bastante da biomassa e assim, quando representadas graficamente, a curva de biomassa se sobrepõe à de abundância. A qualidade do ambiente aquático, avaliada neste trabalho através das curvas ABC, indica que apenas dois riachos (Macaúba e Carapina), dos quatro amostrados na área preservada, apresentam-se como não perturbados em um dos anos considerados e o riacho Bandeira localizado em área não preservada, apresenta-se como não perturbado nos dois anos considerados.

O estado de conservação do PEAMP garante a presença de mata ripária e, com ela, a entrada de alimento para os peixes, além de contribuir para a heterogeneidade do hábitat aquático, e impedindo as oscilações de temperatura água (BARRELA et al. 2001; MELO 2004). Tudo isto explicaria os resultados encontrados para os riachos Macaúba e Carapina. Nestes, a presença de espécies de hábito alimentar específico, como é o caso das espécies insetívoras e bentônicas *Phenacorhamdia* sp., *Imparfinis* sp., *Cetopsorhamdia* sp., *Pimelodella* sp., da família

Heptapteridae (BOCKMANN & GUAZZELLI 2003) indicam uma boa qualidade no ambiente (CASATTI et al. 2001). Isto apesar de Oliveira et al. (1997) indicar que o riacho Carapina sofre interferências do gado presente na região, por este remover o substrato e prejudicar a diversidade de insetos aquáticos, e o Macaúba apresentar a montante do trecho amostrado, parte da sua calha num canal artificial (observação pessoal).

Por outro lado, os riachos Onça, Sem Nome 3 e Pedreira apresentaram-se sem perturbação em um dos dois anos considerados e o Bandeira sem perturbação nos dois anos considerados, apesar de estarem localizados em áreas não preservadas. No caso do riacho Bandeira, as características ambientais, presença de cobertura vegetal e maior área de drenagem que os outros riachos amostrados, parecem explicar os resultados obtidos com as curvas ABC, expressos pela presença de espécies de maior biomassa, como *R. quelen*, *H. malabaricus*, *L. microphthalmus* e *O. Planaltina*. Em se tratando dos riachos Onça e Sem Nome 3 os resultados sugerem que os impactos antropogênicos observados nestes riachos (canal estreito e substituição da mata ripária por pastagem) não têm uma influência permanente sobre o ambiente aquático e nem sobre as assembléias de peixes. Entretanto, algumas espécies como *A. lakoi*, podem se beneficiar da perturbação resultante dos impactos antropogênicos de maneira similar à *A. fuscoguttatus*, a qual se adapta às condições adversas da perturbação do hábitat (ARAÚJO & GARUTTI 2003). Esta situação também pode ser aplicada à *P. argentea*, a qual é predominante no riacho Sem Nome 3 (33,72%), favorecida pela sua condição de espécie oportunista (FERREIRA et al. 2002). Ainda, a proximidade de áreas urbanas e a presença de um desnível artificial do canal principal a jusante do ponto

amostral (canalização) parecem não influenciar na relação biomassa/abundância dos peixes do riacho Pedreira.

Em ambientes perturbados as espécies de pequeno porte tornam-se dominantes em termos de abundância (CASATTI et al. 2006a), mas não em biomassa. Assim, há uma sobreposição da curva de abundância em relação à de biomassa (GALVES et al. 2007), como é observado no riacho Palmito nos dois períodos considerados, onde duas espécies de pequeno porte (*A. lakoi* e *Coridoras* sp.) representaram 81% da abundância total.

A predominância de espécies de pequeno porte também é observada no riacho Sem Nome 2 (ano 2006) como *Knodus* sp e *A. lakoi*; além disso, o trecho amostrado neste riacho está localizado numa área onde a vegetação ripária foi substituída completamente por pastagem; por este motivo, alguns peixes como *G. carapo*, desenvolveram mecanismos alternativos para a sobrevivência, como por exemplo, a obtenção de alimentos a partir das raízes submersas nas margens; por estas atrair outros organismos, como os insetos aquáticos, devido a deposição de matéria orgânica e inorgânica em suspensão; além de fornecer refúgio contra predadores (SANTOS et al. 2004; FERREIRA & CASATTI 2006a e 2006b).

CAPÍTULO 2. INFLUÊNCIA DOS FATORES ABIÓTICOS E DAS MODIFICAÇÕES DA PAISAGEM NAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES DE RIACHOS, ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ, REGIÃO CENTRO-OESTE

1 INTRODUÇÃO

Em condições naturais, a estrutura das assembléias de peixes pode ser influenciada por oscilações dos fatores bióticos, como competição e predação, e abióticos, como as características ambientais químicas (pH, oxigênio, turbidez e temperatura) (LOWE-McCONNELL 1987; TEJERINA-GARRO et al. 1998; TEJERINA-GARRO et al. 2005) e físicas (condições históricas, biogeográficas e clima) (JACKSON et al. 2001).

Entre as variáveis químicas, o pH tem apresentado influências sobre as assembléias de peixes em cursos de água de regiões tropicais (LOWE-McCONNELL 1987; TEJERINA-GARRO et al. 1998; TEJERINA-GARRO et al. 2005), inclusive em riachos do médio (CUNICO et al. 2006) e alto Paraná (FIALHO et al. 2008). Alterações no valor do pH provocam reações diversas em peixes (FERREIRA et al. 2001), sendo que entre 4 e 5 estão associados à redução na taxa de crescimento, má formação do esqueleto, alterações no processo de reprodução e diminuição do número de indivíduos (ESTEVES 1988), enquanto que em valores maiores ou iguais a 10, podem ocorrer interferências no crescimento e desenvolvimento de órgãos como brânquias, olhos, cérebro, coração, intestino e bexiga natatória (FERREIRA et al. 2001).

A influência do pH sobre os organismos é de difícil interpretação devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo, como é o caso da temperatura do ar. Ao aumentar, a temperatura intensifica a evaporação da água que leva a

conseqüente deposição de sais no substrato, aumentando assim o pH da água, que quando maior que 10 é impróprio para a sobrevivência dos peixes (ESTEVES 1988). Além disso, o pH é influenciado indiretamente pelas modificações da paisagem visto que a temperatura é influenciada pelo aumento da incidência de luz na água causado pelo desmatamento (OLIVEIRA et al. 1997; BARRELA et al. 2001).

Tanto as trocas gasosas quanto a capacidade de absorção do oxigênio nos peixes são influenciadas por alterações do pH, sendo que a primeira é devido ao espessamento do epitélio branquial e a segunda pela diminuição da atividade da hemoglobina ou aumento da pressão arterial, ambas podendo levar os peixes a morte, sendo que na maioria dos casos as alterações bruscas nos valores de pH da água são devidas à poluição (ESTEVES 1988).

As variáveis físicas são influenciadas pelas modificações da paisagem devido ao desmatamento causado pelo urbanismo, agricultura, pecuária, entre outros, e as quais influenciam as assembléias de peixes (PENCZAK et al. 1994). A presença de cobertura vegetal numa bacia, incluindo a mata ripária, impede oscilações climáticas bruscas como da temperatura e da umidade do ar (OLIVEIRA et al. 1997; BARRELA et al. 2001). Assim, o desmatamento pode aumentar tanto a insolação na área da bacia quanto favorecer o assoreamento do leito dos cursos de água (FERREIRA & CASATTI 2006a), além de diminuir a disponibilidade de hábitat necessária às diferentes fases de desenvolvimento de alguns peixes e influenciado na estrutura trófica das assembléias de peixes (TEJERINA-GARRO 2008). De maneira similar, a urbanização favorece o aumento do lançamento de efluentes domésticos nos cursos de água e diminui o oxigênio dissolvido nestes (SMITH & BARRELA 2000), promovendo a morte de determinadas espécies de peixes; além da urbanização está diretamente relacionada com a extinção ou diminuição da riqueza de espécies

por alterar as características físicas do curso d'água, diminuindo a heterogeneidade do ambiente (MARCHETTI et al. 2006).

A mata ripária oferece aos peixes i) abrigo por intermédio das raízes presentes na margem ou pela queda de galhos; ii) alimento em forma de frutos, sementes ou insetos que caem na água; iii) lugar para forrageamento (CASATTI et al. 2003; CASATTI 2002; 2005) formado pelas folhas que caem e que servem de substrato para inúmeros microorganismos dos quais algumas espécies de peixes se alimentam (UIEDA & UIEDA 2001). Entretanto, a presença de mata ripária não necessariamente está relacionada com assembléias de peixes que apresentem elevados valores dos seus atributos ecológicos, como a abundância. Neste sentido, Galves et al. (2007) menciona que, em riachos de segunda ordem afluentes do rio Tibagi, no médio rio Paraná, a abundância das assembléias de peixes é maior, apesar da ausência de mata ripária em alguns trechos amostrados. Este resultado é associado por estes autores ao fato de determinadas espécies de peixes serem favorecidas por esta situação, como é o caso dos Cyprinodontiformes, ou que a fragmentação da mata ripária favoreça espécies de peixes oportunistas.

Diante o exposto, o objetivo deste trabalho foi determinar a influência de variáveis abióticas (pH, condutividade, turbidez, tamanho da área de drenagem) e das modificações da paisagem (superfície de áreas de pastagens e urbanas, superfície da cobertura vegetal) sobre as assembléias de peixes de 24 afluentes do ribeirão João Leite, alto da bacia do rio Paraná, região Centro-Oeste do Brasil.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

Na região Centro-Oeste a bacia do alto rio Paraná drena a área centro-sul do estado de Goiás e do Distrito Federal. O ribeirão João Leite faz parte desta bacia como tributário do rio Meia Ponte, o qual por sua vez é afluente da margem esquerda do rio Paranaíba (ALMEIDA et al. 2006). O ribeirão João Leite localiza-se entre as cidades de Anápolis a montante e Goiânia a jusante. Suas nascentes encontram-se a noroeste na Serra do Sapato Arcado no Município de Ouro Verde ocupando uma área de 751,51 km² (GALINKIN 2003).

Neste estudo foram amostrados 24 riachos distribuídos ao longo do ribeirão João Leite (Figura I). Os riachos Macaúba, Carapina, Cana Brava, Barreiro e Tamanduá estão localizados dentro do Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco (PEAMP), uma Unidade de Conservação Estadual que apresenta cobertura vegetal nativa contínua. Os outros riachos drenam regiões urbanas e possuem como impactos predominantes, descargas de efluentes domésticos (Pedreira) ou atividades agropecuárias (Cunha, Invernada, Jenipapo, SN2, Gamela, Fundão), fragmentação do seu hábitat devido à presença de reservatórios a montante (Bandeira, Rosa, Palmito) ou jusante do local das amostragens (Sem Nome 3), assoreamento do canal (Poções, Sem Nome 2, Sem Nome 3),

2.2 Protocolo amostral

A coleta dos peixes e a medição das variáveis físico-químicas foram realizadas em trechos de 50 m demarcados e georeferenciados (GPS 12 – Garmin) em cada um dos 24 riachos amostrados em uma coleta entre maio e junho (estiagem) do ano de 2006, sendo as condições de acesso, o fator determinante para a escolha dos trechos amostrais (Tabela I).

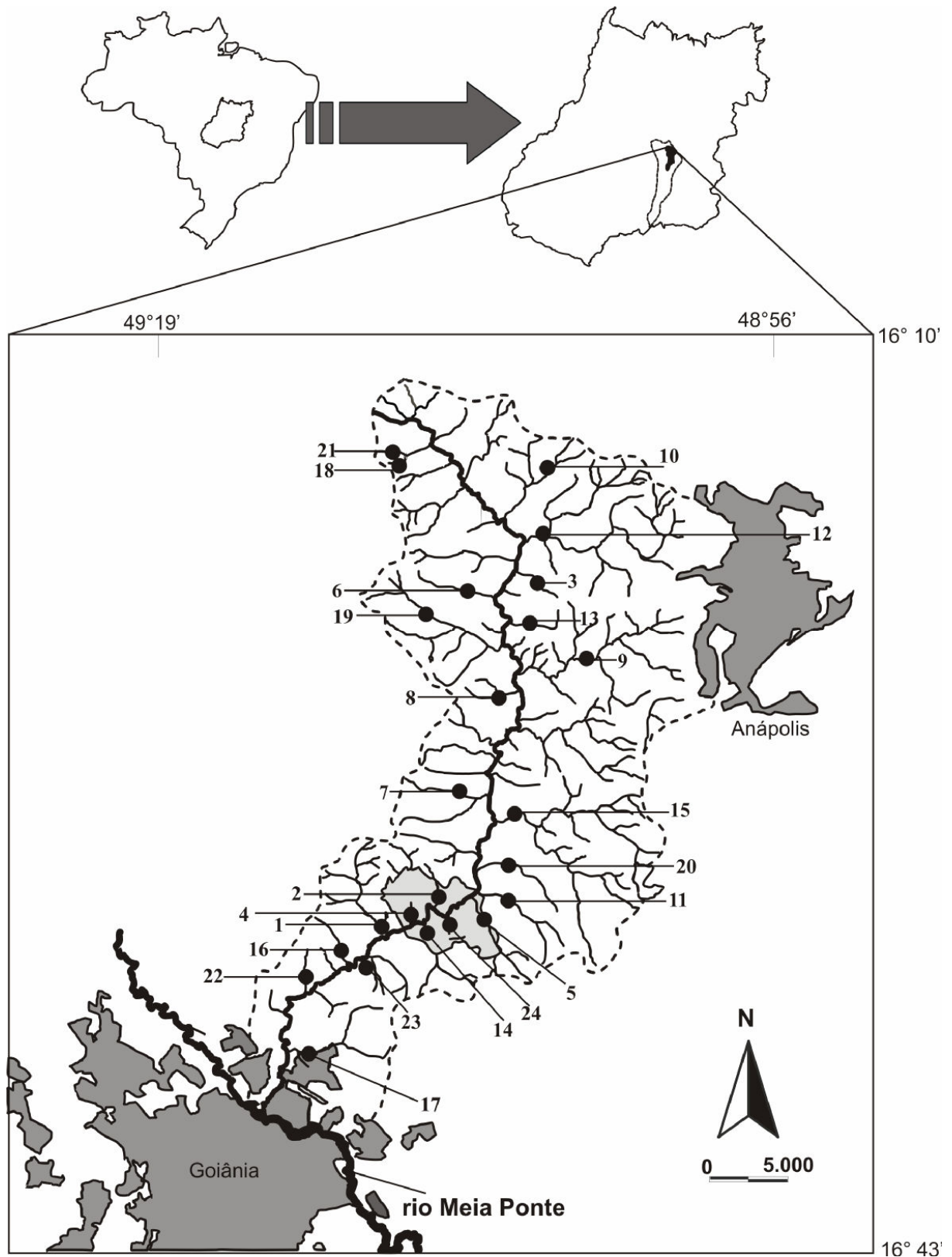


Figura 1. Localização dos riachos amostrados na sub-bacia do ribeirão João Leite, GO. 1 = Bandeira; 2 = Barreiro; 3 = C 1; 4 = Cana Brava; 5 = Carapina; 6 = Cunha; 7 = Descoberto; 8 = Fundão; 9 = Gamela; 10 = Jenipapo; 11 = Grama; 12 = Intendência; 13 = Invernada; 14 = Macaúba; 15 = Maria Paula; 16 = Palmito; 17 = Pedreira; 18 = Poções; 19 = Posse; 20 = Rosa; 21 = Sapato; 22 = Sn2; 23 = Sn3; 24 = Tamanduá. A linha tracejada representa o limite da sub-bacia. As áreas em cinza claro indicam o Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco.

Tabela I. Georeferências dos trechos amostrados nos riachos da sub-bacia do ribeirão João Leite, Goiás.

PONTOS AMOSTRAIS	IMPACTOS NOS PONTOS	COORDENADAS GEOGRÁFICAS	
		S	O
Bandeira		16°31'47.2''	49°10'50.0''
Barreiro	dentro do Peamp	16°31'14.1''	49°08'45.5''
C1	pasto/declividade/pastagem	16°21'23.2''	49°05'59.3''
Cana Brava	dentro do Peamp	16° 31' 56.3''	49°09'39.3''
Carapina	dentro do Peamp	16° 32' 00.3''	49°06'50.2''
Cunha	agropecuária/desmatamento/fazenda/estrada	16°20'25.5''	49°07'02.2''
Descoberto	dentro do Peamp	16°27'12.6''	49°08'16.6''
Fundão	pasto	16°23'45.7''	49°06'16.2''
Gamela	pasto	16°16'03.0''	49°04'49.5''
Genipapo	agropecuária/ fazenda	16°23'05.5''	49°05'25.8''
Gramma	pasto/ ausência de mata ripária	16°30'49.9''	49°07'20.3''
Intendência	olaria	16°17'55.8''	49°04'77.5''
Invernada	agropecuária	16°22'10.8''	49°06'05.5''
Macauba	dentro do Peamp	16°32'12.2''	49°09'03.5''
Maria Paula	asfalto/pasto/ausência de mata ripária	16°28'14.9''	49°06'14.0''
Palmito	pasto	16°33'08.5''	49°11'59.7''
Pedreira	efluentes/desnível artificial/área urbana	16°36'22.4''	49°13'33.3''
Poções	pasto/assoreamento do canal	16°15'59.6''	49°08'31.8''
Posse	pasto/ ausência de mata ripária	16°22'08.8''	49°06'59.0''
Rosa	pasto/represa/ Br	16°29'58.8''	49°07'07.8''
Sapato	pasto/ ausência de mata ripária	16°15'07.9''	49°09'08.2''
Sn2	agropecuária/assoreamento do canal	16°33'36.4''	49°13'30.5''
Sn3	agropecuária/assoreamento do canal	16°33'12.1''	49°11'02.6''
Tamandua	dentro do Peamp	16°31'34.0''	49°08'21.5''

Ictiofauna

Os peixes foram coletados utilizando-se a pesca elétrica, uma técnica eficiente na captura de peixes de pequeno porte (SEVERI 1995) e em cursos d'água estreitos e relativamente rasos (MAZZONI et al. 2000), ambas condições encontradas nos riachos amostrados neste estudo. Desta forma, utilizou-se um gerador de energia (HONDA EZ1800 - 220 v) instalado na margem, acoplado a um modulador de corrente, ligados a dois puçás (ânodo e cátodo) que produzem na água uma corrente elétrica contínua (voltagem variando entre 100 a 600 V), provocando paralisia, deslocamento em direção ao cátodo ou ânodo, ou morte nos peixes (UIEDA & CASTRO 1999). Cada trecho foi percorrido três vezes no sentido jusante-montante conforme protocolo determinado por Esteves e Lobón-Cerviá (2001). Desta maneira, o esforço amostral foi de 3 pessoas/2 horas/3 passadas/50 m.

Os peixes capturados foram fixados em formol 10%, embalados em sacos plásticos identificados e transportados ao Centro de Biologia Aquática (CBA) da Universidade Católica de Goiás (UCG), onde foram triados, identificados taxonomicamente e obtido o peso total e o comprimento padrão. Exemplares de cada espécie foram enviados para confirmação de identificação ao Laboratório de Ictiologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.

Coleta das variáveis físico-químicas e determinação das variáveis regionais e de impactos antropogênicos

No centro de cada trecho amostrado foram medidas, utilizando-se equipamentos portáteis, as variáveis físico-químicas pH (Lutron-206), condutividade (WTW 315i) e turbidez (LaMotta 203).

Para medição das variáveis regionais (área da bacia) e de impacto ambiental (uso do solo) foram utilizadas imagens de satélite englobando a bacia em estudo obtidas no site do INPE (2006) e trabalhadas com o programa Arcview 3.3. As imagens utilizadas foram da câmara CCD de alta resolução espacial (20 metros), CIBERS 2, das bandas 158/118 a 158/119 de 08/08/2006. As imagens obtidas correspondem ao período da estiagem na região amostrada, a fim de facilitar o tratamento das mesmas, considerando a ausência de nuvens e o contraste na assinatura espectral típica entre áreas de vegetação, solo exposto e gramíneas (SANO et al. 2007). Inicialmente, para cada riacho foi delimitada a área de drenagem a partir do limite inferior do trecho amostrado. Posteriormente, utilizou-se o método de classificação de imagens (programa ENVI 3.5) para determinar em cada área de drenagem a área de cada tipo de ocupação do solo contido nesta; isto é pastagens, solo exposto, áreas urbanas ou cobertura vegetal nativa. Este método associa cada cor do pixel da imagem a uma determinada classe de informação que descreve o objeto real considerado, e utiliza a distância de Mahalanobis a fim de determinar a distância mínima que separa as classes similares (VICENZ et al. 2001). Posteriormente, todas as superfícies de cada classe considerada foram calculadas em m² no programa Autocad Map.

2.3 Análises dos dados

Os dados coletados nos 24 riachos amostrados em uma coleta entre maio e junho (estiagem) do ano de 2006, foram dispostos em planilhas seguindo o modelo de McCune e Grace (2002), onde as espécies e os parâmetros ambientais ocuparam as colunas e os locais as linhas.

Descritores ecológicos

Para caracterizar as assembléias de peixes de cada ponto amostrado foram utilizados os seguintes descritores:

- a) Abundância - É o número de indivíduos de cada taxa. Esta reflete o equilíbrio entre um grande número de fatores e processos, e variações em cada um deles resultam em pequenos incrementos ou decrementos na abundância (RICKLEFS 1996);
- b) Riqueza - É a medida mais simples de uma comunidade constituída pelo número de espécies que ela possui (MAGURRAN 2004).
- c) Diversidade – As espécies contribuem desigualmente para a estimativa da diversidade devido aos seus papéis funcionais na comunidade variar de acordo com a sua abundância total. Neste caso utiliza-se de índices para medir a diversidade, ou seja, a distribuição de cada espécie é pesada (estatisticamente) por sua abundância relativa (RICKLEFS 1996). Neste estudo a diversidade de espécies foi determinada através do índice de Shannon-Wiener, o qual é sensível às espécies raras, ou seja, as que possuem poucos indivíduos coletados (MAGURRAN, 2004). Calculado através da fórmula:

$$H' = -\sum (p_i) (\log_2 p_i)$$

Onde:

H' = índice de diversidade Shannon-Wiener (bits/indivíduo);

$\log_2 p_i$ = logaritmo na base 2 de p_i ;

p_i = proporção de indivíduos encontrados em uma espécie amostrada.

A diversidade de Shannon-Wiener foi calculada utilizando-se o programa Biodiversity Professional 2.0 ©.

Interação peixe-ambiente

Com o objetivo de determinar a relação multilinear entre as assembléias de peixes dos riachos amostrados, representadas pelos descritores acima calculados, e as variáveis físico-químicas, regionais e impactos antropogênicos foi realizada uma análise de regressão linear múltipla do tipo *stepwise* (forward). Esta análise é expressa através da fórmula:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_p X_p + \epsilon$$

Onde:

Y = variável dependente (descritores ecológicos);

X a X_p = variáveis explanatórias (parâmetros ambientais);

β_0 e β_p = coeficientes da regressão;

ϵ = resíduo da relação.

Nesta análise, a equação começa vazia e cada preditor (variável explanatória) entra, um por um, na equação (PHILIPPI 1993) evitando assim a colinearidade entre as variáveis (OBERDORFF et al. 2001). As variáveis dependentes foram a abundância, riqueza e diversidade de Shannon-Wiener e as explanatórias foram o pH, condutividade, turbidez, área de drenagem da micro-bacia, área de pastagem, área de solo exposto ou urbanizado, área de cobertura vegetal. Previamente às análises foram verificados os pressupostos de linearidade, normalidade e homogeneidade das variâncias (teste de Shapiro-Wilks; $p > 0,05$) (PHILIPPI 1993). Assim, os valores das variáveis abundância e pH foram transformados em $\log_2(n + 1)$ e os das variáveis área de drenagem da micro-bacia, área de pastagem, área de solo exposto ou urbanizado, e área de cobertura vegetal nativa foram categorizadas da seguinte maneira: 1 = até 33% da área total; 2 = 33% a 66%; e 3 = > 66%. Tanto a análise quanto as transformações das variáveis foram realizadas no programa STATISTICA 7.1©.

Posteriormente, com o objetivo de encontrar padrões na interação peixe-ambiente indicadas pela análise de regressão múltipla, realizou-se uma análise

multivariada de ordenação denominada Análise de Co-inércia no programa ADE-4 (THIOULOUSE et al. 2001). Para tanto, as matrizes de dados da ictiofauna e parâmetros ambientais foram submetidas inicialmente a uma Análise de Componente Principal (PCA) do mesmo programa; sendo que para os dados das variáveis quantitativas, medidos em diferentes escalas, foi utilizado o método de correlação e para as variáveis qualitativas e ictiofauna, o método de covariância conforme orientação do programa (DOLÉDEC & CHESSEL 1994).

3 RESULTADOS

Foram coletados 3114 indivíduos nos 24 riachos amostrados na bacia do ribeirão João Leite distribuídos em 55 espécies, 15 famílias e 7 ordens (Tabela II).

O resultado da análise de regressão múltipla entre descritores ecológicos (abundância, riqueza e diversidade) e as variáveis dependentes indicou que a abundância foi correlacionada positivamente à variável pH e negativamente à cobertura vegetal nativa ($r^2 = 0,38$; $F = 4,96$; $N = 24$; $p = 0,03$), isto é a abundância tende a aumentar em riachos que drenam uma área que possui menor cobertura vegetal e a água apresenta um pH alcalino. Este é o caso do riacho Rosa (abundância = 364 indivíduos, cobertura vegetal = 33%; pH = 7,60), e situação inversa foi encontrada no riacho Palmito (abundância = 54 indivíduos, cobertura vegetal = 33%; pH = 6,60) (Tabela II e III).

A riqueza apresentou correlação positiva com o pH ($r^2 = 0,19$; $F = 5,33$; $N = 24$; $p = 0,03$), ou seja, uma maior riqueza tende a ser encontrada em riachos onde o pH é alcalino (Tabela III e IV), como é verificado no riacho Rosa (riqueza = 32 espécies; pH = 7,6). Situação inversa é observada no riacho Palmito (riqueza = 5; pH = 6,60).

Tabela II - Abundância absoluta das espécies coletadas nos 24 riachos amostrados ao longo do ribeirão João Leite.

ORDEM	Riachos										Total
Família											
Espécie	P 1	P 2	P 3	P 4	NP 1	NP 2	NP 3	NP 4	NP 5	NP 6	
CHARACIFORMES											
Anostomidae											
<i>Leporinus microphthalmus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
Characidae											
<i>Astyanax altiparanae</i>	14	-	49	6	5	25	47	32	7	4	189
<i>Astyanax fasciatus</i>	48	58	34	68	-	42	-	37	36	-	323
<i>Astyanax</i> sp.	38	40	55	28	-	9	-	2	20	-	192
<i>Astyanax</i> sp.A	6	9	1	4	-	14	-	15	2	-	51
<i>Bryconamericus stramineus</i>	15	-	9	9	-	13	47	24	177	26	320
<i>Characidium fasciatum</i>	3	8	-	4	-	-	-	13	-	5	33
<i>Characidium gomesi</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Galeocharax knerii</i>	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2
<i>Knodus</i> sp.	4	-	5	4	-	7	95	27	133	90	365
<i>Oligosarcus planaltina</i>	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-	3
<i>Piabina argentea</i>	25	-	17	23	-	14	172	44	32	3	330
<i>Planaltina myersi</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	4	-	5
<i>Serrapinnus</i> sp.	11	1	-	5	-	-	-	5	1	-	23
Curimatidae											
<i>Cyphocharax modestus</i>	-	-	-	-	-	-	-	5	1	-	6
Erythrinidae											
<i>Hoplias malabaricus</i>	3	1	-	-	-	-	1	2	-	1	8
Parodontidae											
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	1	-	-	-	-	-	-	5	-	-	6
<i>Apareiodon piracicabae</i>	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2
SILURIFORMES											
Callichthyidae											
<i>Aspidoras lakoi</i>	1	-	2	-	74	48	23	-	4	12	164
<i>Corydoras</i> sp.	-	-	1	-	62	11	23	-	-	8	105
Total	171	117	173	155	141	183	409	214	417	149	

Tabela II - Continuação

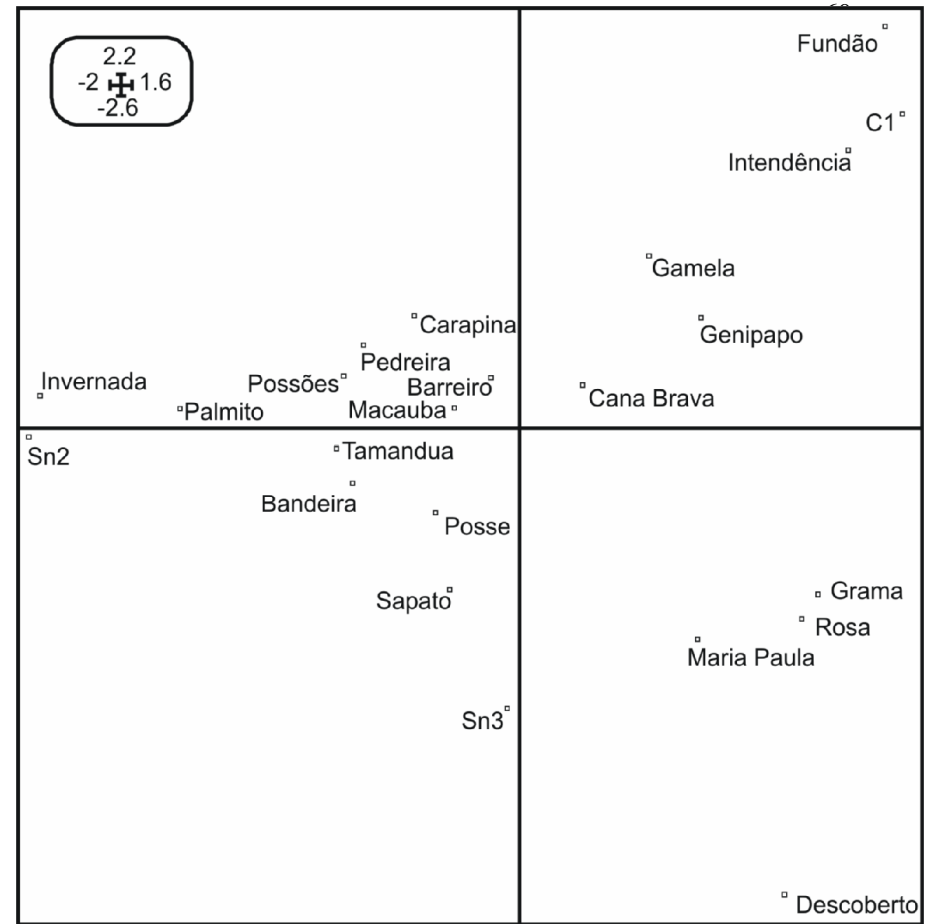
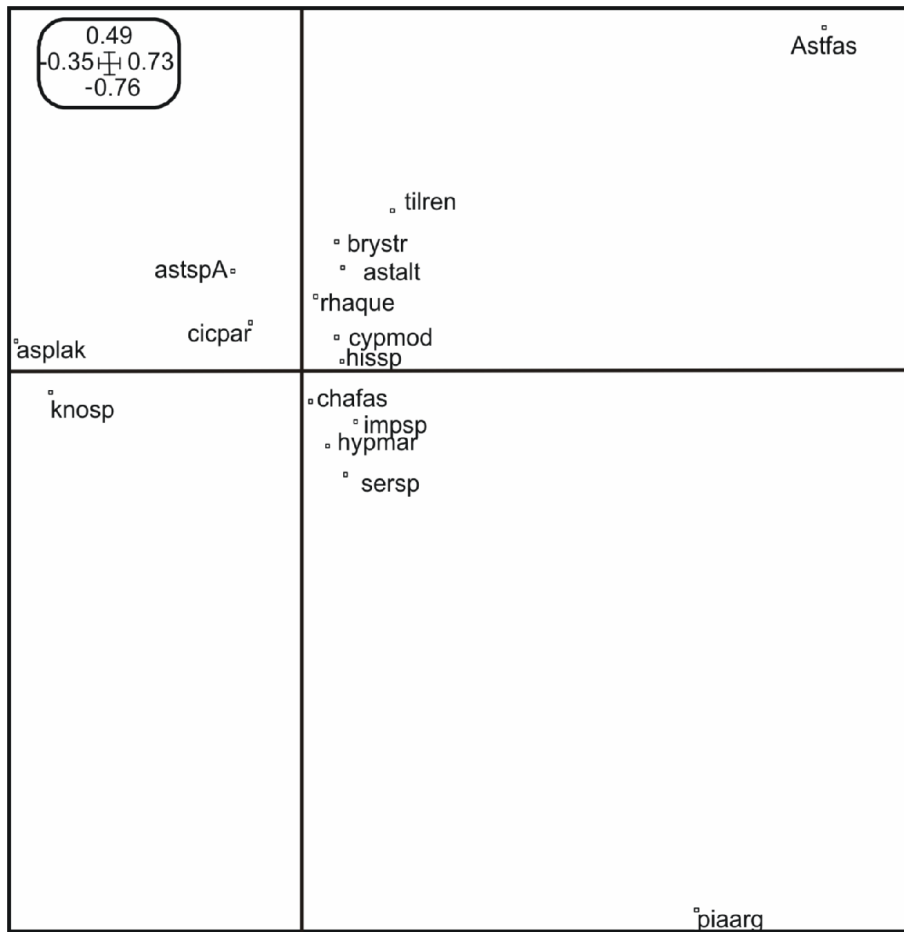
ORDEM	Riachos										Total
Família											
Espécie	P 1	P 2	P 3	P 4	NP 1	NP 2	NP 3	NP 4	NP 5	NP 6	
SILURIFORMES											
Heptapteridae											
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	1	7	-	-	-	-	-	5	-	-	13
<i>Imparfinis</i> sp.	1	9	-	1	-	-	-	3	-	-	14
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	2	6	-	3	-	-	-	1	-	-	12
<i>Pimelodella</i> sp.	-	34	-	-	-	-	-	2	-	-	36
<i>Rhamdia quelen</i>	6	16	5	4	8	2	0	8	43	2	94
Loricariidae											
<i>Hisonotus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	3
<i>Hypostomus ancistroides</i>	-	2	-	1	9	-	-	1	4	1	18
<i>Hypostomus regani</i>	-	-	-	-	2	-	2	-	1	-	5
<i>Hypostomus</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	1	-	14	-	15
<i>Hypostomus</i> sp.2 gr.	-	-	-	-	3	-	-	2	13	-	18
<i>Rineloricaria latirostris</i>	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2
PERCIFORMES											
Cichlidae											
<i>Apistograma</i> sp.	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	3
<i>Cichlasoma paranaense</i>	12	-	3	8	1	-	41	13	-	9	87
<i>Crenicichla britskii</i>	2	-	-	-	-	-	-	9	-	10	21
<i>Laetacara</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	-	6	-	3	9
<i>Laetacara</i> sp.2	1	-	-	-	-	-	-	3	-	1	5
<i>Tilapia rendalli</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	30	-	31
CYPRINODONTIFORMES											
Poeciliidae											
<i>Poecilia reticulata</i>	1	1	2	2	1	-	43	1	104	12	167
GYMNOTIFORMES											
Gymnotidae											
<i>Gymnotus carapo</i>	8	-	3	1	2	2	13	20	19	54	122
Sternopygidae											
<i>Eigenmannia trilineata</i>	2	-	-	-	-	-	-	15	1	4	22
SYNBRANCHIFORMES											
Synbranchidae											
<i>Synbranchus marmoratus</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	2
Total	37	75	13	22	27	4	101	92	229	99	

Tabela III - Valores dos descritores ecológicos dos 24 riachos do ribeirão João Leite.

RIACHOS	ABUNDÂNCIA	RIQUEZA	DIVERSIDADE (bits/indivíduos)
Bandeira	120	18	2,745
Barreiro	76	11	2,150
C1	152	12	1,858
Cana Brava	77	15	2,228
Carapina	59	10	2,260
Cunha	86	18	2,816
Descoberto	236	18	2,336
Fundão	194	12	1,992
Gamela	91	12	2,057
Genipapo	117	17	2,308
Gramma	152	18	2,187
Intendência	299	22	2,700
Invernada	102	5	1,338
Macauba	49	10	2,241
Maria Paula	130	22	2,420
Palmito	54	5	1,611
Pedreira	146	16	2,685
Poções	51	11	2,453
Posse	171	27	3,017
Rosa	364	32	2,836
Sapato	100	18	2,568
Sn2	138	12	1,885
Sn3	117	10	2,099
Tamandua	33	10	2,393

Tabela IV - Valores das variáveis físico-químicas da água coletadas nos 24 riachos no ribeirão João Leite. Categoria 1= até 33%; 2 = 33% a 66%; 3 = > 66%.

RIACHOS	pH	TURBIDEZ (UTN)	CONDUTIVIDADE (mS.com ⁻¹)	VEGETAÇÃO Densa SOLO EXPOSTO OU URBANIZADO categoria	PASTAGEM OU CULTURA categoria	ÁREA DA MICRO-BACIA categoria
Bandeira	6,70	13	33	1	2	1
Barreiro	7,06	20	132	3	1	1
C1	7,01	13	89	2	1	1
Cana Brava	7,13	36	169	2	1	1
Carapina	8,60	7,1	117	2	1	1
Cunha	6,56	9,9	37	1	1	1
Descoberto	7,10	15	108	1	1	1
Fundão	7,44	12,2	111	2	1	1
Gamela	6,65	10	103	1	1	1
Genipapo	7,05	17	134	1	1	2
Gramma	7,70	21	131	1	1	1
Intendência	7,05	17	134	1	1	1
Invernada	7,02	21	105	1	1	1
Macauba	6,88	26	115	2	1	1
Maria Paula	7,20	21	196	1	2	3
Palmito	6,60	10	32	1	3	1
Pedreira	6,90	20	180	1	1	1
Poções	6,93	22	91	1	1	1
Posse	7,03	12	58	1	1	1
Rosa	7,60	20	67	1	3	1
Sapato	7,19	18	103	3	1	1
Sn2	6,86	16	33	1	2	1
Sn3	6,60	15	50	3	1	1
Tamandua	6,74	16	36	3	1	1



A

B

Figura 2. (A) Espécies mais representativas da comunidade de peixes do ribeirão João Leite-Go. (B) Distribuição dos pontos amostrais em relação aos eixos.

Nenhuma das variáveis utilizadas foi um preditor significativo para a diversidade ($r^2 = 0,03$; $F = 0,75$; $N = 24$; $p = 0,39$).

Os dois eixos da análise de co-inércia explicaram 62,1% da inércia total (Tabela IV). As espécies que mais representaram a comunidade de peixes foram *Astyanax fasciatus* (51,94%), *Piabina argentea* (22,87%), *Aspidoras lakoi* (9,4%) e *Astyanax altiparanae* (6,26 %) para o eixo 1 e *Piabina argentea* (67,98%), *Astyanax fasciatus* (28,32%) e *Knodus* sp (1,64%) para o eixo 2 (Tabela V). Sendo que a espécie *P. argentea* foi correlacionada com o riacho Rosa e *A. lakoi* correlacionada com o riacho Palmito.

5 DISCUSSÃO

Estudos relativos à interação peixe-ambiente em regiões Neotropicais mostram que as variáveis ambientais locais (físico-químicas), regionais (geomorfologia do canal e hidrologia) e antropogênicas influenciam na biota aquática, pois controlam a dinâmica e estrutura dos ambientes mudando o hábitat disponível para os organismos nele encontrados (TEJERINA-GARRO & MÉRONA 2001).

Neste estudo, o resultado da análise de regressão múltipla entre os descritores ecológicos e os parâmetros ambientais mostra que a abundância é maior em riachos que apresentam o pH mais alcalino e menor área de vegetação nativa na área de drenagem considerada. Por sua vez, a variável pH está correlacionada positivamente com a riqueza, indicando que em riachos onde o pH é alcalino há um maior número de espécies.

Tabela V- Contribuições das espécies nos eixos 1 e 2. Em negrito, as contribuições mais significativas para cada eixo.

Espécie	Contribuição (%)	
	Eixo 1	Eixo 2
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	0	0
<i>Apareiodon cf. piracicabae</i>	0	0
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	0,01	0,02
<i>Apareiodon piracicabae</i>	0	0
<i>Apistograma sp.</i>	0	0
<i>Aspidoras lakoi</i>	9,4	0,04
<i>Astyanax altiparanae</i>	6,26	0,02
<i>Astyanax cf. altiparanae</i>	0	0
<i>Astyanax fasciatus</i>	51,94	28,32
<i>Astyanax sp.</i>	0	0
<i>Astyanax sp.A</i>	0,1	0,82
<i>Bryconamericus stramineus</i>	0,47	0,04
<i>Cetopsorhamdia sp.</i>	0	0
<i>Characidium fasciatum</i>	0,04	0,06
<i>Characidium gomesi</i>	0	0
<i>Cichlasoma paranaense</i>	0,3	0,14
<i>Corydoras sp.</i>	0	0
<i>Crenicichla britskii</i>	0	0
<i>Cyprinus modestus</i>	0,08	0,01
<i>Eigenmannia trilineata</i>	0	0
<i>Galeocharax knerii</i>	0	0
<i>Gymnotus carapo</i>	0	0
<i>Hisonotus sp.</i>	0,12	0,02
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,04	0
<i>Hypostomus ancistroides</i>	0	0
<i>Hypostomus margaritifer</i>	0,08	0,04

Tabela V- Continuação

Espécie	Contribuição (%)	
	Eixo 1	Eixo 2
<i>Hypostomus regani</i>	0	0,02
<i>Hypostomus</i> sp.1	0	0
<i>Hypostomus</i> sp.2 gr.	0,02	0,01
<i>Hypostomus</i> sp.3	0	0
<i>Hypostomus</i> sp.4	0	0
<i>Imparfinis</i> sp.	0,07	0,07
<i>Knodus</i> sp	0,23	1,64
<i>Laetacara</i> sp.1	0	0
<i>Laetacara</i> sp.1	0,02	0
<i>Laetacara</i> sp.2	0	0
<i>Neoplecostomus</i> <i>paranaense</i>	0	0
<i>Oligosarcus planaltina</i>	0	0
<i>Paradon nasus</i>	0,26	0,14
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	0	0
<i>Piabina argentea</i>	22,87	67,98
<i>Pimelodella</i> sp.	0	0
<i>Planaltina myersi</i>	0	0,05
<i>Poecilia reticulata</i>	0	0,05
<i>Rhamdia quelen</i>	0,01	0,05
<i>Rhineloricaria latirostris</i>	0	0
<i>Satanoperca</i> sp	0	0
<i>Serrapinnus</i> sp	0,24	0,1
<i>Steindachnerina inscupta</i>	0	0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0
<i>Tilapia rendalli</i>	1,3	0,05
<i>Xiphophorus helleri</i>	0	0

Segundo Esteves (1988) o pH da água é uma das variáveis mais complexas de ser analisada por ser altamente influenciada pelas perturbações ambientais de origem antropogênica. O alto da bacia do rio Paraná em Goiás drena regiões do bioma Cerrado, o qual apresenta solo normalmente ácido, característica que acentua a necessidade de adição de calcário para correção do pH do solo (NOVAES-PINTO 1993; KLINK & MACHADO 2005), tendo em vista a predominância de atividades agrícolas neste bioma. Entretanto, parte dos íons Ca^{2+} e Mg^{2+} formadores do calcário ficam disponíveis no solo (SENGIK 2003), ou seja, não são absorvidos pelas plantas. Desta maneira, na época das chuvas estes íons podem ser transportados superficialmente até os cursos de água favorecendo assim um pH alcalino (CARVALHO et al. 2000), que persistiria até o período da estiagem. No entanto, é necessário considerar que o pH alcalino da água observado neste estudo (média pH = 7,4) pode ser resultante de um balanço hídrico negativo, ou seja, a precipitação é menor que a evaporação (ESTEVES 1988), condição esta observada na região em estudo durante a época da estiagem (OLIVEIRA et al. 2005). Ainda, a diminuição nas precipitações é favorecida pela diminuição da evapotranspiração devido à substituição da cobertura vegetal nativa por pastagens (OLIVEIRA et al. 2005), a qual tem diminuído a precipitação em cerca de 10% e aumentado a temperatura do ar em $0,5^{\circ}\text{C}$ (HOFFMAN & JACKSON 2000) reduzido assim a umidade relativa (HOFFMAN & JACKSON 2000; HOFFMAN et al. 2002). Além disso, a vegetação da micro-bacia impede oscilações bruscas da temperatura e mantém o micro-clima estável e mais úmido (OLIVEIRA et al. 1997; BARRELA et al. 2001), favorecendo o meio aquático; o aumento da temperatura pode influenciar os valores de pH visto que a evaporação da água leva a uma conseqüente concentração de sais no fundo do canal, causando um aumento exagerado do valor

do pH (>10,4), tornando-o impróprio para sobrevivência da assembléia de peixes (ESTEVES 1988), por influenciar no desenvolvimento e crescimento de peixes (FERREIRA et al. 2001).

Um pH em torno de 7 favorece o estabelecimento de um número maior de espécies (MOURÃO et al. 1988) e, conseqüentemente, uma elevada abundância, assim como determina os habitats preferenciais para reprodução de algumas espécies de peixes, influenciando no crescimento e desenvolvimento dos mesmos (FERREIRA et al. 2001). FIALHO et al. (2008) mencionam que em riachos do rio Meia Ponte, do qual faz parte o ribeirão João Leite, espécies como *Bryconamericus stramineus* e *Poecilia reticulata* estão associados a ambientes alcalinos. Situação similar é observada para *Hypostomus margaritifer* e *Parodon nasus* no ribeirão Ouvidor, afluente da bacia do alto rio Paraná em Goiás (ARAÚJO 2007), ambas as espécies neste. Neste estudo a espécie *Piabina argentea* foi predominante em riachos onde encontrou-se pH mais alto.

A ocupação antrópica da região do Cerrado causou uma remoção da cobertura vegetal original e uma conseqüente substituição por culturas de grãos e criação de gado (NOVAES-PINTO 1993; KLINK & MACHADO 2005). Esta modificação da paisagem é expressa pelas imagens de satélite de 2002 onde os remanescentes de cobertura vegetal original são de 60,5% quando considerado todo o bioma Cerrado (SANO et al. 2008) e de 22,7% quando considerada a área central deste bioma representada pelo estado de Goiás, incluindo a bacia do ribeirão João Leite (GALINKIN 2003). A retirada da vegetação original de uma bacia aumenta a quantidade de sedimentos na coluna d'água devido a erosão, o que influencia na distribuição espacial e estrutural das espécies (CASATTI 2004), diminui a disponibilidade de habitat e interfere nas fases de desenvolvimento de alguns peixes

e na estrutura trófica das assembléias (TEJERINA-GARRO 2008). Neste último caso por influência na transparência da água como observado na calha principal do rio Araguaia (CARVALHO et al. 2001) e assim nos predadores que se valem da visão para captura das suas presas no modelo proposto por Rodrigues e Lewis-Jr. (1994).

A remoção da cobertura vegetal nativa às vezes inclui a mata ripária. Esta última influencia nas assembléias de peixes, pois protege o curso de água estruturalmente, regula o fluxo e vazão da água, promove abrigo e sombra para as comunidades locais, além de filtrar substâncias que chegam até o rio e que fornecem matéria orgânica e substrato para fixação de algas e perifíton (BARRELA et al. 2001). A mata ripária também contribui com a alimentação dos peixes via frutos, sementes e insetos que caem na água ou em forma de detritos após a decomposição de microorganismos (GOULDING 1980) nos galhos e folhas que caem na água; este último é base importante para as teias alimentares nos ambientes aquáticos (MELO 2000). Além disto, a cobertura vegetal nativa encontrada numa bacia, incluindo a mata ripária, favorece a riqueza, abundância e diversidade de peixes (FERREIRA & CASATTI 2006a).

Contrariamente à interação positiva predominante entre a presença de cobertura vegetal, incluindo a mata ripária, e as assembléias de peixes, neste estudo a vegetação da bacia teve correlação negativa com a abundância como, por exemplo, no riacho Rosa (364 indivíduos). Isto pode ser explicado pela predominância de indivíduos das espécies *A. fasciatus* e *P. argentea* neste riacho devido às suas características bio-ecológicas. As espécies do gênero *Astyanax* tendem a viver em grupos com cerca de 20 a 30 indivíduos (CASATTI 2005), característica esta que pode se estender a outros caracídeos (CENEVIVA-BASTOS & CASATTI 2007) como *P. argentea*. Por outro lado, *A. fasciatus* é resistente a

locais perturbados (SCHULZ & MARTINS-JUNIOR 2001) e *P. argentea* favorecida pelo oportunismo alimentar decorrente de ambientes degradados (FERREIRA et al. 2002). Os resultados deste estudo podem ser analisados na mesma perspectiva dos encontrados por Galves et al (2007) na bacia do Paraná. Eles afirmam que algumas espécies desenvolvem mecanismos para sobreviverem em locais perturbados, tornando-se resistentes e predominantes, independentes da existência ou não da mata ripária.

CONCLUSÃO GERAL

O presente trabalho, no capítulo 1, indica que as assembléias de peixes são influenciadas pelo estado de conservação do ambiente no qual estão inseridos os cursos de água que as albergam. Esta influência é refletida pela riqueza de espécies, composição da assembléia de peixes e estrutura em termos de abundância e biomassa. Entretanto, esta influência é mediada pelas condições naturais do ambiente aquático e pelo tipo de impacto antropogênico presente. Por estes e outros motivos o riacho Bandeira possui um grande potencial para se tornar uma área de preservação, este está próximo ao PEAMP, mantém vegetação nativa do cerrado e possui a maior riqueza encontrada dentre os riachos analisados neste capítulo.

O capítulo 2 mostra que o pH e a vegetação da micro-bacia são fatores que influenciam a estrutura das assembléias de peixe, influência que é expressa pela abundância e riqueza de espécies local. A influência do pH pode ser entendida via interferência na fisiologia dos peixes. A relação atípica encontrada entre riachos sem vegetação e elevada abundância de determinadas espécies como *Bryconamericus stramineus* e *Piabina argentea* sugere que estas sejam favorecidas pelas alterações no ambiente aquático resultantes da modificação da paisagem.

O presente estudo contribui para a compreensão dos efeitos da conservação do ambiente terrestre sobre o aquático, tendo em vista que até o momento a

escolha de áreas para conservação, por exemplo no bioma Cerrado no estado de Goiás, consideram prioritariamente o componente terrestre em detrimento ao aquático (TEJERINA-GARRO 2008).

Mais estudos que abordem a interferência antropogênica sobre a ictiofauna em riachos são necessários, tendo como unidade a bacia hidrográfica, considerando a contribuição destes na manutenção da integridade física, química e biológica de uma bacia (GORDON et al. 1995), o atual aumento de ações que envolvem vários setores da sociedade na busca da conservação e uso sustentável dos ecossistemas aquáticos; inclusive estes inseridos no bioma Cerrado, e a importância que a biodiversidade, incluindo esta dos peixes, desempenha no funcionamento dos ecossistemas (KLINK & MACHADO 2005).

Além disso, a conservação do meio ambiente é uma das alternativas viáveis para garantir a perpetuação das espécies (PRIMACK & RODRIGUES 2001), protegendo seu hábitat e melhorando a gestão do ecossistema aquático; sua degradação pode influenciar as comunidades ictíicas e ameaçar a sua biodiversidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ALMEIDA, L.M., RESENDE, L., RODRIGUES, A.P. & CAMPOS, J. E. G. 2006. Hidrogeologia do Estado de Goiás. Série geologia e mineração. Secretaria de indústria e comércio: Goiânia. 230p.

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(1): 547-558.

ARAUJO, R. B. & GARUTTI, V. 2003. Ecology of a stream from upper Paraná river basin inhabited by *Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen & Isbrücker, 1976 (SILURIFORMES, CALLICHTHYIDAE). *Brazilian Journal Biology*, 63(3): 363-372.

ARAÚJO, N. B. & TEJERINA-GARRO, F. L. 2007. Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4): 981-990.

BARRELA, W., PETRERE-Jr, M., SMITH, W. S. & MONTAG, L. F. A. 2001. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In *Matas ciliares: conservação e recuperação* (Rodrigues, R. R., Leitão-Filho, H.F. eds). 2ª ed. Editora Universidade de São Paulo, São Paulo, p.187-207.

BDPRO. 1997. BioDiversity Professional ©. The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Science.

BECHER, S. A., RUSSELL, S. T. & MAGURRAN, A. E. 2002. *Molecular Ecology Notes*, Blackwell Synergy. *Molecular Ecology Notes*, 2(4): 456–458.

BERKMAN, H. E. & RABENNI, C.F. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 18(4): 285-294.

BOCKMANN, F. A. & GUAZZELLI, G. M. 2003. Family heptapteridae. In *Check list of the freshwater fishes of South and Central America* (Reis, R. E., Kullander, O., Ferraris-Jr, C. J.orgs) Porto Alegre: Editora PUC Rio Grande do Sul, p. 406-432.

BUCKUP, P. A. 1999. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P., MAZZONI, R. & PERES-NETO, P. R. eds. *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ. p. 91-138.

CARVALHO, A. R., SCHLITTER, F. H. M. & TORNISIELO, V. L. 2000. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água. *Química Nova*, 23(5): 618-622.

CARVALHO, P., BINI, L. M., THOMAZ, S.M., OLIVEIRA, L. G. ROBERTSON, B., TAVECHIO, W. L. G. & DARWISCH, A.J. 2001. Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, v. 23 (2): 265-273.

CASATTI, L. J., LANGEANI, F., SILVA, A. M. & CASTRO, R. M. C. 2001. Peixes de riacho do parque estadual morro do diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, vol 1, num 1\2. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventory+BN00201122001>

CASATTI, L. J., LANGEANI, F., SILVA, A. M. & FERREIRA, C. P. 2006a. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a Pasture Region. *Environmental Management*, 38(1):974-482.

CASATTI, L.J., LANGEANI, F., SILVA, A. M. & CASTRO, R. M. C. 2006b. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1): 642-651.

CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual no Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2(2): 1-14. *Biota Neotropica*. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002>.

CASATTI, L. 2004 Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the Upper Paraná River basin, southeastern brazil. *Brazilian Journal 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. Disponível em:

<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02505012005>.

CASTRO, R. M. & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. *Ichthyology. Explor. Freshwater*, 7(1): 337-352.

CASTRO, R. M. C., CASATTI, L. & SANTOS, H. F. 2003 . Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 3(1):1-31. Disponível em:

<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003>

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*. Porto Alegre, 97(1):7-15.

CUNICO, A. M., AGOSTINHO, A. A. & LATINI, J. D. 2006. Influência da urbanização sobre e as assembléias peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1): 1101-1110.

DEVIN, S., BOLLACHE, L., NOEL, P. Y. & BEISEL, J. N. 2005. Patterns of biological invasions in French freshwater systems by non-indigenous macro invertebrates. *Hidrobiologia*, 551(1): 137-146.

DOLÉDEC, S., CHESSEL, D. 1994. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology*, 31:277-294.

ESTEVEZ, F.A. 1988. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 575p.

ESTEVEZ, K. & LOBÓN-CERVIÁ, J. 2001. Fish composition and trophic structure of a clear water Atlantic rainforest stream in Southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 62(1): 429 - 440.

FERREIRA, A. A., A. P. O. DE NUÑER & J. R. ESQUIVEL. 2001. Influência do pH sobre ovos e larvas de jundiá, *Rhamdia quelen* (Osteichthyes, Siluriformes). *Acta Scientiarum* 23(1):477–481.

FERREIRA, A., HAHN, N. S. & DELARIVA, R. L. 2002. Ecologia alimentar de *Piabina argentea* (Teleostei, Tetragonopterinae) nas fases pré-e pós-represamento do rio Corumbá, GO. *Acta Limnologica brasiliensia*, 14(1): 43-52.

FERREIRA, C. P & CASATTI, L. 2006a. Influência da estrutura do habitat sobre a Ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(3): 642-651.

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

<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006>

FERREIRA F. C. & PETRERE Jr, M. 2007. Anthropic effects on the fish community of Ribeirão Claro, Rio Claro, SP, Brazil. *Brazilian Journal Biology*. 67(1): 23-32.

FIALHO, A.P., OLIVEIRA, L.G., TEJERINA-GARRO, F.L. & MÉRONA, B. 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 do Rio Meia Ponte, GO. Série didática 12. Editora da Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 105p.

GALINKIN M. 2003. In *GeoGoiás 2002* (Galinkin, M. ed.). Agência Ambiental do Estado de Goiás, Fundação CEBRAC, PNUMA. Brasília: SEMARH, 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):55-66.

GOIÁS. LEI Nº. 11.878, DE 30 DE DEZEMBRO DDE 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 20 fev.2008.

GOMIERO, L. M. & BRAGA, F.M.S. 2006. Ichthyofauna diversity in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Brazilian Journal Biology*, 66(1A): 75-83.

GONÇALVES, A. & COSTA, H. L. A. 2002. Metodologia para subsidiar a elaboração de diagnósticos ambientais em bacias hidrográficas. Estudo de caso: Bacia do ribeirão João Leite. Editora da Universidade Federal de Goiás, p. 46-87.

GORDON, N. D., McMAHON, T. A. & FINLAYSON, B.L. 1995. *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. Chichester-England: John Wiley & Sons, 526p.

GOULDING, M. 1980. *The fishes and forest: explorations in Amazonian natural history*. California: University of California Press, 280p.

GRAÇA, W. J & PAVANELLI, C. S. 2007. *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Maringá: Editora da UEM.

HOFFMANN, W. A. & JACKSON, R. B. 2000. Vegetation-climate feedbacks in the conversion of tropical savanna to grassland. *Journal of climate*, 39(1): 145-176.

HOFFMANN, W.A., SCHROEDER, W. & JACKSON, R.B. 2002. Positive feedbacks of fire, climate and vegetation and the conversion of tropical savanna. *Geophys. Res. Lett.*, 2(2): 2052-2052.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2007. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>. Acesso em: 20 fevereiro de 2008.

INSTITUTO DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (ICN). 2006. Plano Sectorial da Rede Natura 2000: fauna de peixes.

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(1): 157-170.

KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(1): 21-27.

KLINK, C. A. & MACHADO, R.B. 2005 A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, 1(1): 147-155.

LEMES, E. M. & GARUTT, V. 2002. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. *Iheringia, série Zoologia*, 92(1): 69-78.

LIMA-Jr, S. E., CARDONE, I. B. & GOITEIN, R. 2006. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fish*. 15(1): 284-290.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo: Editora da Universidade São Paulo, 534p.

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

MAGURRAN, A. E., & PHILLIP, D. A. T. 2001. Implications of species loss in freshwater fish assemblages, *Geography* 24: 645-650.

MARCHETTI, M. P., LOCKWOOD, J. L. & LIGHT, T. 2006. Effects of urbanization on California's fish diversity: Differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. *Biological conservation*. 127(1): 310–318.

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

MAZZONI, R., FENERICH-VERANI, N. & CARAMASCHI, E. P. 2000. A pesca elétrica como técnica de amostragem de populações e comunidades de peixes em rios costeiros do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira Biologia*, 60(1): 205 - 216.

McCUNE, B. & GRACE, J. B. 2002. Analysis of ecological communities. Oregon, 300p.

MELO, C. E. 2000. Ecologia comparada da ictiofauna em córregos de cerrado do Brasil Central: Bases para a Conservação das Espécies. (Tese) UFSCar, 84p.

MELO, C. E., MACHADO, F.A., SILVA, V. P. 2003. Diversidade de peixes em um córrego de Cerrado no Brasil central. *Brazilian Journal of Ecology*, 1(1): 17-23.

MELO, E. M., MACHADO, F. A. & PINTO-SILVA, V. 2004. Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. *Neotropical Ichthyology*, 2(1): 37-44.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2000. A convenção sobre a biodiversidade biológica. Série biodiversidade, n 1, Brasília: Secretaria de biodiversidade e florestas, 30p.

MITTERMEIER, R., MEYERS, W. & MITTERMEIER, C.G. 1999. Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. *Sierra Madre: CEMEZ*.

MOURÃO, G.M., ISHII, I.H. & CAMPOS, Z.M.S. 1988. Alguns fatores limnológicos relacionados com a ictiofauna de Baías e Salinas do Pantanal da Rhecolândia. *Mato Grosso do Sul Brasil. Acta limnologica. Brasil*. 11(1): 181-198.

MYERS, N., MITTERMEIER, C. G., MITTERMEIER, G. A. B., FONSECA, E. & KENT, J. 2001. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(1): 853 - 858.

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 naturais e antrópicas na perda de terra por erosão laminar. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, SP.

NAVAS-PEREIRA, D. & HENRIQUE, R. M. 1996. Aplicação de índices biológicos numéricos na avaliação da qualidade ambiental. *Revista brasileira Biologia*, 56(1): 441-450.

NOVAES-PINTO, M. 1993. Caracterização geomorfológica do Distrito Federal. 285-320. In NOVAES-PINTO, M. (org). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. 2ª ed., Editora UnB, Brasília.

OBERDORFF, T., PONT, D., HUGUENY, B. & CHESSEL, D. 2001. A probabilistic Model characterizing fish assemblage of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology* , 46(1): 399–415.

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.

<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02905012005>

OLIVEIRA, L. G., BISPO, P. C. & SÁ, N. C. 1997. Ecologia de comunidades de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos do parque ecológico de Goiânia, Goiás. Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14(1): 867- 876.

OLIVEIRA, R. S., BEZERRA, L., DAVIDSON, E. A., PINTO, F., KLINK, C. A., NEPSTAD, D. C. & MOREIRA, A. 2005. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. *Functional Ecology*, 19(4): 537 – 749.

OLIVIERI, I. & VITALIS, R. 2001. La biologie des extinctions. *médecine/sciences* 17(1): 63-69.

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

PENCZAK, T., AGOSTINHO, A. A. & OKADA, E. K., 1994. Fish diversity and community structure in two tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. *Hydrobiology*, 294(1): 243 – 251.

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

PINTO, B. C. T., PEIXOTO, M. G. & GERSON ARAÚJO, F.G. 2006. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropica Ichthyology*, 4(1): 269-278.

PRIMACK, R.B. & RODRIGUES, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina: Vida. 328p.

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

RICKLEFS, R. E. 1996. *A economia da natureza*. 3 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 470p.

RINCÓN, P. S. 1999. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. P.23-90. In: CARAMASCHI, E.O., MAXXONI, R. e PERES-NETO, P. R. (ed.) *Ecologia de peixes de riacho*. Série Oecologia Brasiliensis V.VI. Rio de Janeiro: Programa de Pós-graduação em Ecologia/UFRJ. 260p.

RODRÍGUEZ, M. A. & W. M. LEWIS-Jr. 1994. "Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes." *Oecologia*, 99: 166-180.

SANO, E. E., FERREIRA, L.G. & ASNER, G.P. 2007. STEINKE, E.T. Spatial and temporal probabilities of obtaining cloud-free Landsat images over the Brazilian tropical savanna. *International Journal of Remote Sensing*, 28(1): 2.739-2.752.

SANO, E. E., R, R., BRITO, J. L. & FERREIRA, L. G. 2008. Mapeamento semi detalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. Pesquisa agropecuária brasileira. Brasília, 43(1): 153-156.

SANTOS, G.M., MÉRONA, B., JURAS, A.F. & JÉGU, M. 2004. Peixes do baixo rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí. Eletronorte, Brasília, 215p.

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

SEMARH. 2005. Relatório nº 4. Execução de programas ambientais do programa de abastecimento de água e saneamento de Goiânia. D1- Ordenamento territorial e uso do solo do entorno do reservatório do PBA,- 128p.

SENGIK, E. S. 2003. Os macronutrientes e os micronutrientes das plantas. 22p. Disponível em:<www.nupel.uem.br/nutrientes-2003.pdf.> Acesso em: 11 de setembro de 2007.

SERRA, J. P., CARVALHO, F.R. & LANGEANI, F. 2007. Ichthyofauna of rio Itatinga in the Parque das Neblinas, Bertioga, São paulo State: composition and biogeography. Biota Neotropica. v7.

<http://www.biotaneotropica.org.br/v7nl/pt/abstract?article+ibilce.unesp.br,www.ibilce.unesp.br>

SEVERI, W., HICKSON, R. G. & MARANHÃO, T. C. F. 1995. Use of electric fishing for fish fauna survey in Southern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 20(1): 469-473.

SMITH, W.S. & BARRELA, W. 2000. The ichthyofauna of the marginal lagoon of the Sorocaba River, SP, Brazil: composition, abundance and effect of the anthropogenic actions. *Revista Brasileira de Biologia*. 60(4): 627-632.

SMITH, W. S. PETRERE-Jr, M & BARRELLA, W. 2003. The fish fauna in tropical rivers: the case of the Sorocaba river basin. Costa Rica: *Revista de biologia tropical*, 51(3-4): 769-782.

SÚAREZ, Y. R. & PETRERE-JR, M. 2006. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes as bacia do rio Iguatemi, Mato grosso do Sul, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 96 (2): 197-204.

TEJERINA-GARRO, F. L. 2008. Biodiversidade e impactos ambientais no Estado de Goiás: o meio aquático. In: ROCHA, C., TEJERINA-GARRO, F.L. & PIETRAFESA, J.P. (Org.). *Cerrado, sociedade e ambiente: desenvolvimento sustentável em Goiás*. Goiânia: UCG , 1(1): 1-31.

TEJERINA-GARRO, F. L., FORTIN, R. & RODRÍGUEZ, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51(1): 399-410.

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(1) : 157-169.

TEJERINA-GARRO, F., 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 na Technology*, 48(1): 91-108.

THIOULOUSE, J., CHESSEL, D., DOLÉDEC, S., OLIVER, J. M., GOREAUD, F. & PELESSIER, R. 2001. *Ecological data analysis: exploratory and* StatSoft, Inc. (2005). STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.

UIEDA, V. S., CASTRO, R. M. C. 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. e PERES-NETO, P. R. (Ed.) *Ecologia de peixes de riacho. Série Oecologia Brasiliensis V. VI*. Rio de Janeiro: Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ, 260p.

UIEDA, V. S. & UIEDA, W. 2001. Species composition and spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of Brazil: comparison of two field study methodologies. *Brazilian Journal Biology*. 61(3): 377-388.

VALENTIM, J. L. 2000. *Ecologia numérica: Uma introdução à análise multivariada de dados*. Rio de Janeiro : Interciências, 118p.

VARI, R. P. & MALABARBA, L. R. 1998. Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes. In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, Z. M. S. Neotropical Ichthyology Association: p. 1 – 11. 1a. ed. Porto Alegre: Editora da PUCRS, 603 p.

VIEIRA, D. B. & SHIBATTA, O. A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*. Disponível em:

[Http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01407012007](http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01407012007)

VICENZ, R. S., MARQUES, J. S. CRUZ, C. B. M, FERNANDES, M. S & GARAY, I. 2001. Sensoriamento remoto e SIG como suporte ao desenvolvimento do subprojeto PROBIO: Conservação e recuperação da Floresta Atlântica. In: Conservação da biodiversidade em Ecossistemas tropicais. (GARAY, I & DIAS, B. eds) Vozes: Petrópolis, 430p.

WOTTON, R.J. 1990. Ecology of teleost fishes. London: Chapman and Hall, 404p.