

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

AFONSO PEREIRA FIALHO

Ecologia de riachos: interação peixe-habitat e adequação de um índice baseado na assembleia de peixe (IBP) no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central

Maringá
2008

AFONSO PEREIRA FIALHO

Ecologia de riachos: interação peixe-habitat e adequação de um índice baseado na assembleia de peixe (IBP) no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes

Coorientador: Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro.

Maringá
2008

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

F438e Fialho, Afonso Pereira, 1958-
Ecologia de riachos : interação peixe-habitat e adequação de um índice baseado na assembleia de peixe (IBP) no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central / Afonso Pereira Fialho. -- Maringá, 2008.
63 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2008.
Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.
Coorientador: Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro.

1. Ecologia de riachos - Interação peixe-habitat - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Ecologia de riachos - Peixes, Assembleia de - Índice Baseado nos Peixes (IBP) - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. - 577.6409816
NBR/CIP - 12899 - AACR/2

AFONSO PEREIRA FIALHO

Ecologia de riachos: interação peixe-habitat e adequação de um índice baseado na assembleia de peixe (IBP) no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Orientador)

Prof. Dr. César Henrique de Melo
Unemat/ Universidade Estadual do Mato Grosso

Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro
UCG/ Universidade Católica de Goiás

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Erivelto Goulart
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 29 de fevereiro de 2008.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

À minha mãe, Terezinha Cândida Fialho; ao meu pai, Noé Pereira Fialho, *in memoriam*, e aos meus irmãos pelo apoio que todos me deram durante toda a minha vida de estudante, Dedico.

AGRADECIMENTOS

Aos professores, funcionários e amigos do NUPELIA (Núcleo de Pesquisa em Limnologia Ictiologia e Aqüicultura), e ao Programa de Mestrado/Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, pela oportunidade do meu aprimoramento técnico-científico.

Ao professor Doutor Luiz Carlos Gomes, por sua paciência para com a minha pessoa e pelas suas orientações durante a elaboração dessa tese, além de sua amizade que será para sempre.

Ao meu amigo e irmão, Professor Doutor Francisco Leonardo Tejerina Garro, pelas horas de discussões durante a elaboração dessa tese.

À Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, ao Coordenador do Centro de Biologia Aquática, da Universidade Católica de Goiás, por colocarem a minha disposição sua infraestrutura, em especial ao funcionário Waldeir Francisco de Menezes, por sua colaboração e companheirismo, durante todo o desenvolvimento deste estudo.

Aos estagiários que participaram na execução deste pesquisa durante as coletas em campo, ou mesmo, nos laboratórios do Centro de Biologia Aquática.

Enfim, a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram de alguma maneira para que este pesquisa fosse concluído.

Ecologia de riachos: interação peixe-habitat e adequação de um índice baseado na assembleia de peixe (IBP) no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central

RESUMO

As diferentes abordagens ecológicas fundamentam-se teoricamente, na existência de interações entre os ecossistemas aquáticos e terrestres, principalmente no que diz respeito: ao seu funcionamento e composição biológica. Fazendo parte dessa fundamentação teórica estão os conceitos: do rio contínuo; a importância das variáveis limnológicas para o funcionamento e estruturação desses ecossistemas; as variabilidades das escalas espacial e temporal influenciando na distribuição dos organismos aquáticos e terrestres. No sentido de explicar a relação peixe-habitat, em ribeirões e riachos em diferentes escalas, muitos estudos foram realizados na América do Sul desde a década de 90 até o ano de 2007, no entanto, no estado de Goiás, na sub-bacia do Ribeirão João Leite, esse tipo de estudo é pioneiro. Numa busca desenfreada por um crescimento regional, o estado de Goiás, por intermédio de seus órgãos governamentais incentiva a ocupação desordenada dos mais diferentes ecossistemas, dos quais pouco ou quase nada se conhece sobre seu funcionamento e estruturação, incluindo seus elementos bióticos como exemplo as assembleias de peixes. As diferentes formas de avaliações da qualidade dos ecossistemas aquáticos, existentes no Brasil, se apoiam apenas na coleta, mensuração e comparação dos valores de elementos químicos estipuladas em normas e leis de órgãos ambientais. Neste tipo de avaliação, os elementos biológicos (neste caso os peixes e outros), bem como suas interações com o meio onde vivem, não são incluídos. A proposta deste estudo é a ordenação dos dados ambientais e biológicos, para: i) determinar quais as variáveis ambientais naturais ou antropogênicas associa-se à composição e estrutura da assembleia de peixes; ii) e adequar o Índice Baseado nos Peixes (IBP), aferindo o seu resultado obtido com dados coletados de forma independente e em outra região, da mesma bacia, com características semelhantes.

Palavras-chave: Assembleias de peixes. Córregos. Índice. Ecossistemas. Peixes.

Streams Ecology: fish-habitat interaction and adaptation of an index based on the fish assemblage (IBP) in the Upper Paraná River basin, Central Brazil

ABSTRACT

The different ecological approaches are based theoretically on the existence of interactions between aquatic and terrestrial ecosystems, especially considering their functionality and composition. Parts of this theoretical grounding are the River continuum concept, the importance of limnological variables to the functioning and structure of these ecosystems and the spatial and temporal scales of variability influencing on the distribution of aquatic and terrestrial organisms. In order to explain the relationship between fish habitat in streams and creeks at different scales, many studies were conducted in South America since the 90's, but in the sub-basin of the João Leite River, Goiás State, this study is the first. The unrestrained search for regional growth encouraged by the state government agencies favored the disorderly occupation of different ecosystems, of which little or almost nothing is known about its function and structure, including its biotic elements such as the fish assemblages. The different ways of evaluating the quality of aquatic ecosystems used in Brazil rely on the collection, measurement and comparison of chemical elements stipulated in rules and laws of environmental agencies. In this type of evaluation, the biological elements (in this case the fish and others), as well as their interactions with the habitat, are not included. The purpose of this study is the ordination of biological and environmental data, aiming to i) determine which of natural or anthropogenic environmental variables are associated with the composition and structure of the fish assemblages and ii) adjust the index based on fish (IBP), checking the result obtained with data collected independently and in another region of the same basin, but with similar characteristics.

Keywords: Assemblages. Streams. Index. Ecosystems. Fish.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica Neotropical Ichthyology. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/ni/>>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	10
2	MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	12
2.2	AMOSTRAGEM DOS DADOS AMBIENTAIS E MATERIAL BIOLÓGICO	12
	REFERÊNCIAS	18
3	IDENTIFICAÇÃO DE PADRÕES DOS NÍVEIS ORGANIZACIONAIS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES RESULTANTES DA INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS LOCAIS, NO ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ, BRASIL CENTRAL	
	RESUMO	22
	<i>ABSTRACT</i>	23
3.1	INTRODUÇÃO	24
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	25
3.2.1	Determinação das guildas tróficas	25
3.2.2	Análises dos dados	26
3.3	RESULTADOS	27
3.4	DISCUSSÃO	31
	REFERÊNCIAS	34
4	ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE BASEADO NA ASSEMBLEIA DE PEIXES (IBP) PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL NO ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ, BRASIL CENTRAL	
	RESUMO	40
	<i>ABSTRACT</i>	41
4.1	INTRODUÇÃO	42
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	43
4.2.1	Protocolo de adequação do Índice Baseado de Peixe (IBP)	43
4.2.1.1	<i>Obtenção dos descritores da assembleia de peixes</i>	43
4.2.1.2	<i>Obtenção dos modelos matemáticos</i>	45
4.3	RESULTADOS	47
4.4	DISCUSSÃO	54
	REFERÊNCIAS	57
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	61

1 INTRODUÇÃO GERAL

Abordagens ecológicas têm em sua fundamentação teórica a interação dos ecossistemas aquáticos e terrestres, o seu funcionamento e a sua composição biológica (Bhat, 2004). Como parte dessa fundamentação tem-se o conceito do rio contínuo (aborda o funcionamento e estruturação de um rio) proposta por Vannote et al. (1980). Posteriormente, outros conceitos foram propostos (Death 2004), objetivando explicar a importância das diferentes variáveis limnológicas (Nariyuki et al. 2000; Tejerina-Garro e de Mérona 2001) no funcionamento e estruturação do ecossistema aquático, em diferentes escalas, por exemplo, para: i) a variabilidade temporal dos organismos aquáticos (Ward e Stanford 1983; Junk et al. 1989; Robertson 2000) e ii) na distribuição espacial dos organismos e sua interface com os elementos que compõem o sistema hídrico e terrestre (Townsend, 1996, Magalhães et al., 2002). Ainda, autores como, Tejerina-Garro e de Mérona (2001) relatam que o sistema hídrico possui uma formação multidimensional, com morfologia própria e que esta é controlada pela hidrologia e a geomorfologia.

Procurando explicar, a relação peixe-habitat nas diferentes escalas espaciais e temporais, em ribeirões e riachos, pesquisadores como Araujo-Lima (1998), Uieda e Barretto (1999), Mazzoni e Iglesias-Rios (2002) e Valério et al. (2007) desenvolveram estudos em várias regiões do Brasil. Além desses, Camargo et. al. (1996), Sabater et al. (2000), Ferreira et al. (2001), Tejerina-Garro et al. (2005) destacam que as mudanças nos ecossistemas terrestres e aquáticos, decorrentes de impactos antropogênicos, são responsáveis pela alteração da assembleia de peixes, assim como de sua dinâmica.

Existe na sub-bacia do ribeirão João Leite várias as atividades antropogênicas encontradas que trazem mudanças na qualidade ambiental (i. e., desmatamento, poluição química e orgânica e assoreamento dos rios) (Mattos 2001; Galinkin 2003; Rubin de Rubin 2003; Fialho et al. 2007).

No estado de Goiás, numa busca desenfreada por um crescimento regional, os órgãos governamentais incentivam a ocupação desordenada dos mais diferentes ecossistemas, dos quais pouco ou quase nada se conhece sobre seu funcionamento e estruturação, incluindo seus elementos bióticos como exemplo as assembleias de peixes (Fialho et al. 2007). Porém, o conhecimento, sobre os ecossistemas aquáticos e terrestres, é de grande importância, principalmente, quando se objetiva planejar melhor as suas ocupações e explorações (p. ex., a construção de uma represa que será fonte de água potável para cidade de Goiânia), de forma sustentável e com fins de preservação.

As diferentes formas de avaliações da qualidade dos ecossistemas aquáticos, existentes no Brasil, se apoiam apenas na coleta, mensuração e comparação dos valores de elementos químicos estipuladas em normas e leis de órgãos ambientais (Macedo 2001). Neste tipo de avaliação, os elementos biológicos (neste caso os peixes e outros), bem como suas interações com o meio onde vivem, não são incluídos (Tejerina-Garro et al. 2006).

Verneaux e Turfféry (1967), inicialmente, propuseram a utilização de macroinvertebrados bentônicos e peixes para avaliar a integridade biológica de rios Franceses. Anos depois, Karr (1981) elaborou o Índice de Integridade Biológica (IBI) para os rios dos Estados Unidos, usando 12 descritores das assembleias de peixes. Posteriormente, inúmeros estudos foram realizados utilizando o IBI, outros propunham adaptações do mesmo índice para diferentes localidades estudadas, como exemplos, temos: estados norte-americanos (Califórnia, Virginia, Oregon, Colorado) (Miller et al., 1988); a República da Guiné nos rios de Konkoure (Hugueny et al. 1996); rios da França (Oberdorff e Hughes 1992); rios da Guiana Francesa (Tejerina-Garro et al. 2006) e rios Guache e Guanare na Venezuela (Gutierrez 1994). No Brasil, Araujo et al. (2003) propuseram uma adaptação do IBI para o rio Paraíba do Sul, no estado do Rio de Janeiro; Bozzetti e Schulz (2004) fizeram estudo para o Rio Grande do Sul.

Karr (1981), propôs que a existência de uma forte dependência das populações de peixes em relação aos fatores ambientais (condições físicas e químicas) locais. Este também é um dos pressupostos da ecologia de assembleias, o qual aborda como as condições do meio, no qual os organismos vivem e os processos bióticos determinam sua abundância e distribuição no tempo e no espaço. Com essa abordagem e incluindo elementos resultantes da interação peixe-habitat, Oberdorff et al. (2002) para rios da França e Tejerina-Garro et al. (2006) para rios da Guiana Francesa, propuseram a elaboração de um índice baseado nos peixes (FBI-Fish-Basead Index), ferramenta que pode ser utilizada para avaliação da qualidade do meio ambiente aquático, e é esta a abordagem que foi utilizada neste estudo.

Num primeiro momento, o objetivo foi através de uma análise de ordenação dos dados determinarem quais as variáveis ambientais, naturais ou antropogênicos estão associadas à composição e estrutura da assembleia de peixes. Já em um segundo momento, o objetivo foi adequar o Índice Baseado nos Peixes (IBP), aferindo o seu resultado obtido com dados coletados de forma independente e em outra região, da mesma bacia, com características semelhantes. Assim, as propostas deste estudo são: i) identificação de padrões dos níveis organizacionais da assembleia de peixes resultantes da influência de variáveis ambientais locais e ii) propor a adequação do *índice baseado na assembleia de peixes* (IBP) para avaliação da qualidade ambiental no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A região sul do estado de Goiás é drenada por cursos de água que fazem parte da região alta da bacia Paraná-Paraguai (Paranaíba-Rio Grande) e à qual pertence a bacia do rio Meia Ponte, onde está inserido a sub-bacia do ribeirão João Leite. Esta última apresenta 771,8 km² de área de drenagem (Galinkin 2003) e está localizada entre os paralelos 16°10'55" e 16°43'26" de Lat. S e os meridianos 48°50'38" e 49°24'26" de Long. W (Figura 1A).

A sub-bacia do ribeirão João Leite está inserida no bioma Cerrado, que tem como característica clima úmido e subúmido e regime pluviométrico bem definido, em um período de chuva (outubro a março) e outro de estiagem (abril a setembro) (IBGE 1977). Toda a área da sub-bacia foi transformada numa Área de Proteção Ambiental, e inclui a unidade de conservação denominada Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco, entretanto são predominantes diferentes tipos de atividades de origem antropogênica como pastagens e culturas permanentes, além de áreas urbanas (p. e., a cidade de Goiânia e Anápolis) (Tejerina-Garro 2006b).

2.2 AMOSTRAGEM DOS DADOS AMBIENTAIS E MATERIAIS BIOLÓGICOS

Para identificação dos padrões dos níveis organizacionais da assembleia de peixes resultantes da influência de variáveis ambientais locais as coletas foram realizadas em 22 estações distribuídas em 20 corpos de água pertencentes à sub-bacia do ribeirão João Leite (Figura 1A). Já para a adequação do *índice baseado na assembleia de peixes* (IBP) para avaliação da qualidade ambiental no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central, considerou-se amostras em 53 estações, acréscimo de 31 estações nas 22 amostradas para análises estatísticas anteriormente, localizadas em 34 riachos (Figura 1B). Além disso, nesta etapa, algumas estações foram determinadas a priori como preservadas (P) e não preservadas (NP) a fim de facilitar as comparações posteriormente como determina os protocolos descritos por Oberdorff et al. (2002) e Tejerina-Garro et al. (2006a). Neste sentido, das 53 estações amostradas 12 foram consideradas preservadas (P), pois estavam localizadas dentro de uma reserva ecológica (Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco) que possuía um grau de conservação (p. e., quanto a presença de vegetação riparia, ausência de pastagem e monoculturas, lançamento de esgoto e todas as nascentes eram dentro do parque) e as 41 restantes foram

consideradas não preservadas (NP) a julgar-se que nas suas imediações eram evidentes as presenças de atividades antropogênicas impactantes como desmatamento da mata ripária, presença de pastagens ou culturas, formação de reservatório de água, estradas interrompendo o curso de água, erosões e liberação de efluentes (Tabela 1A).

Para validação dos IBP, os dados da assembleia de peixes utilizados foram coletados no riacho Taquaral (afluente do reservatório de Corumbá e localizado na região Sul do estado de Goiás, Figura 1C) em duas fases pré e pós-enchimento e fornecidos pelo Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) da Universidade Estadual de Maringá ao Centro de Biologia Aquática da Universidade Católica de Goiás. As amostragens foram realizadas duas no período da chuva (C) (Outubro/2004 e Outubro/2005) e duas no período da estiagem (E) (Abril/2004 e Abril/2005).

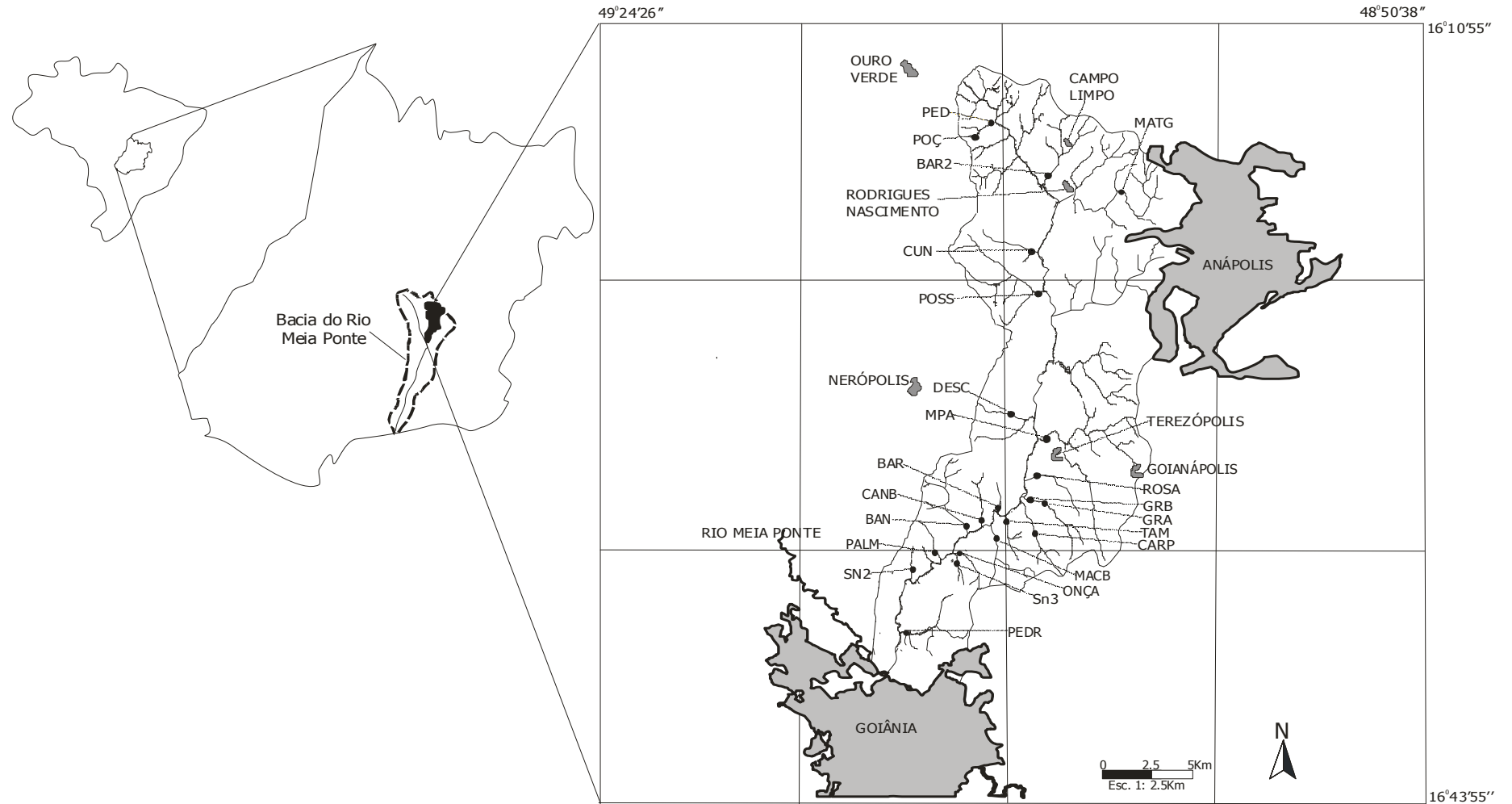


Figura 1A. Mapa de localização das 22 estações amostrais na sub-bacia do ribeirão João Leite, Goiás. GRA = Grama A; GRB = Grama B; ROSA; MPA = Maria Paula; DESC - Descoberto; POSS - Posse; CUN - Cunha; MATG – Mato Grosso; BAR2 - Barreiro2; PED - Pedra; POÇ - Poções; PEDR - Pedreira; Sn2 - Sem Nome 2; SN3 - Sem Nome 3; Onça; PALM - Palmito; MACB - Macaúba B; BAN - Bandeira; CANB - Cana Brava; BAR - Barreiro; TAM - Tamanduá; CARP - Carapina). As áreas em cinza representam as áreas urbanas.

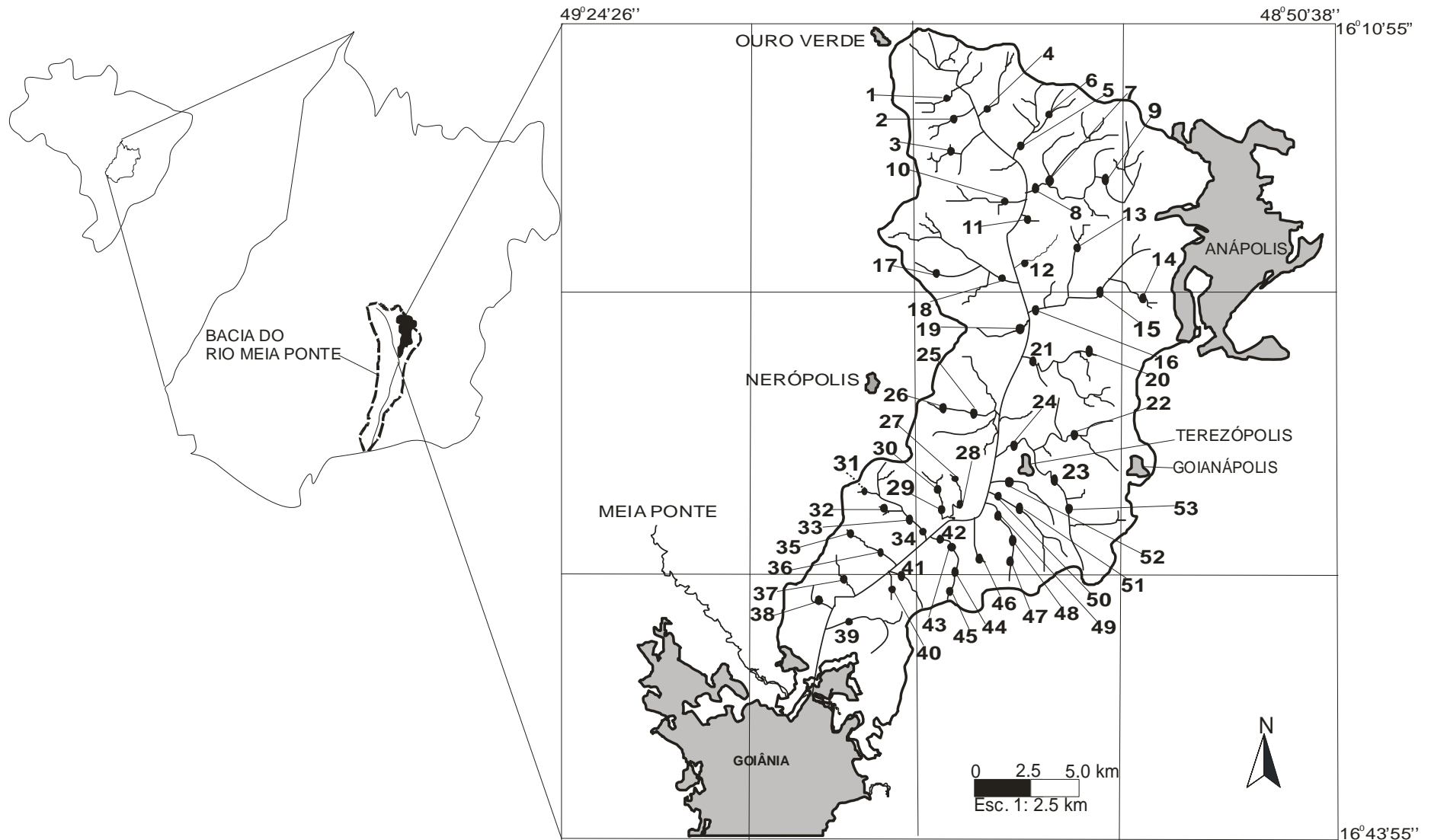


Figura 1B. Localizações das 53 estações amostrais distribuídas em 34 riachos da sub-bacia do ribeirão João Leite, Goiás, Brasil. (1 – Sapato; 2 – Pedra; 3 - Poções; 4 - Barreiro dos Pedros; 5 - Barreiro2; 6 - Gamela; 7 - Intendência; 8 - Jurubatuba; 9 – Mato Grosso; 10 - Cunha; 11 - C1; 12 - Invernada; 13 - Olaria1; 14 - Gueirobal; 15 - Genipapo2; 16 - Genipapo; 17 - Cambará; 18 - Posse; 19 - Fundão; 20 - Olaria2; 21 - Olaria; 22 - Fundão1; 23 - Macaquinho1; 24 - M^a Paula; 25 - Descoberto; 26 - Descoberto2; 27 - Barreiro1; 28 - Barreiro; 29 - Cana Brava; 30 - Cana Brava2; 31 - Cedro; 32 - Lama; 33 - Bandeira; 34 - Bandeira2; 35 - Palmito2; 36 - Palmito; 37 - Sn1; 38 - Sn2; 39 - Pedreira; 40 - Sn3; 41-Onça; 42 - MacaúbaB; 43 - Macaúba1; 44 - Macaúba2; 45 - Macaúba3; 46 - Tamanduá; 47 - Carapina2; 48 - Carapina; 49 - Carapina1; 50 - Grama B; 51 - Grama A; 52 - Rosa; 53 – Macaquinho1). As áreas em cinza indicam as principais cidades.

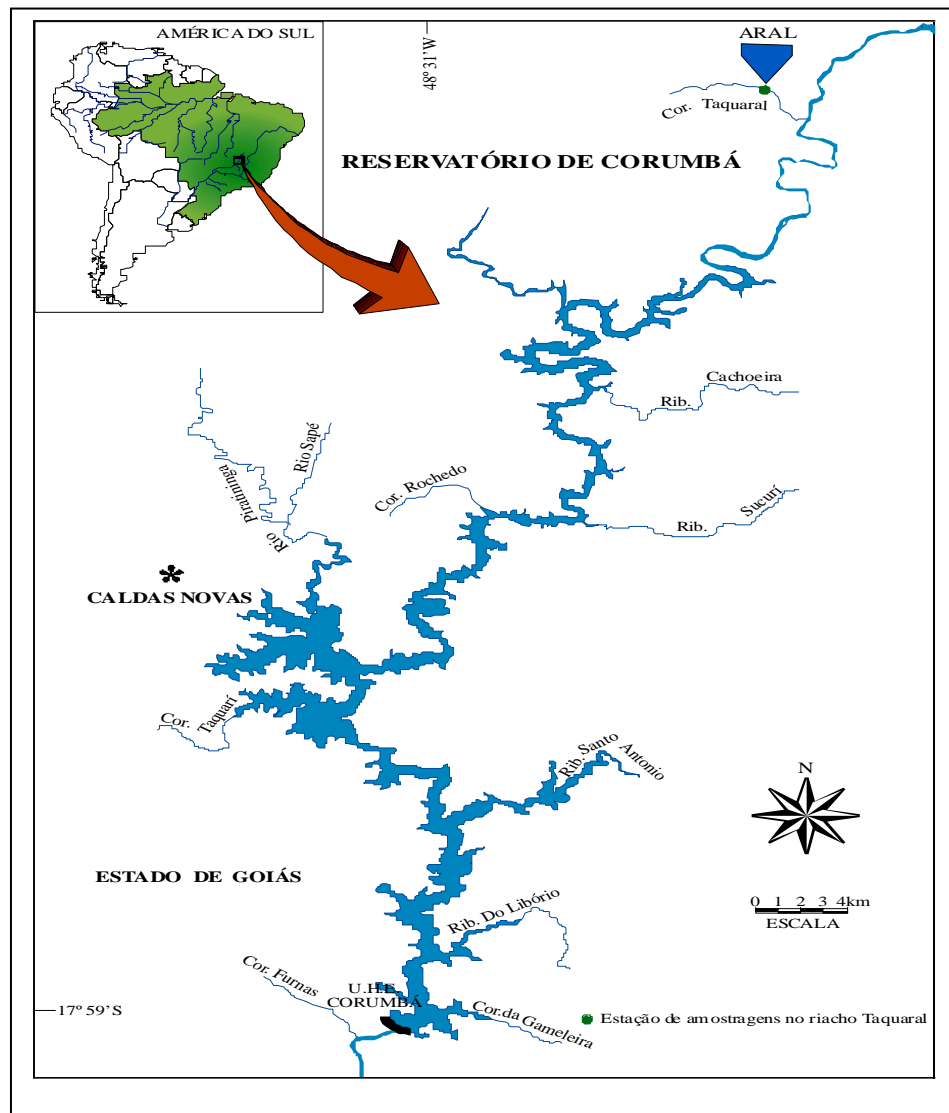


Figura 1C. Mapa de localização do riacho Taquaral (símbolo-ARAL) afluyente do reservatório de Corumbá, onde foram coletados os dados, da assembleia de peixes utilizados na validação do IBP para a sub-bacia do ribeirão João Leite localizado na região Sul do estado de Goiás, Brasil.

Tabela 1A. Estações de amostragem identificadas por número e nome, classificadas quanto ao estado de preservação (P = Preservado; NP = Não preservado), e à atividade antropogênica predominante observada.

Número da estação	Nome da estação	Estado de preservação	Atividade antropogênica predominante
01	Sapato	NP	Pastagem/desmatamento
02	Pedras	NP	Pastagem/desmatamento
03	Poções	NP	Pastagem/desmatamento
04	Barreiro dos Pedros	NP	Pastagem/desmatamento
05	Barreiro2	NP	Pastagem/desmatamento
06	Gamela	NP	Pastagem/desmatamento
07	Intendência	NP	Pastagem/desmatamento
08	Jurubatuba	NP	Pastagem/desmatamento
09	Mato grosso	NP	Pastagem/desmatamento
10	Cunha	NP	Pastagem/desmatamento
11	C1	NP	Pastagem/desmatamento
12	Invernada	NP	Pastagem/desmatamento
13	Olaria1	NP	Pastagem/desmatamento
14	Gueirobal	NP	Pastagem/desmatamento
15	Genipapo2	NP	Pastagem/desmatamento
16	Genipapo	NP	Pastagem/desmatamento
17	Cambará	NP	Pastagem/desmatamento
18	Posse	NP	Pastagem/desmatamento
19	Fundão	NP	Pastagem/desmatamento
20	Olaria2	NP	Pastagem/desmatamento
21	Olaria	NP	Pastagem/desmatamento
22	Fundão1	NP	Pastagem/desmatamento
23	Macaquinho	NP	Pastagem/desmatamento
24	Mª Paula	NP	Pastagem/desmatamento
25	Descoberto	NP	Pastagem/desmatamento
26	Descoberto2	NP	Pastagem/desmatamento
27	Barreiro1	P	-
28	Barreiro	P	-
29	Cana brava	P	-
30	Cana brava2	P	-
31	Cedro	NP	Pastagem/desmatamento
32	Lama	NP	Pastagem/desmatamento
33	Bandeira	NP	Pastagem/desmatamento
34	Bandeira2	NP	Pastagem/desmatamento
35	Palmito2	NP	Pastagem/desmatamento
36	Palmito	NP	Pastagem/desmatamento
37	Gameleira (sn 1)	NP	Pastagem/desmatamento
38	Brejinho (sn 2)	NP	Pastagem/desmatamento
39	Pedreira	NP	Pastagem/esgoto/desmatamento
40	Larissa (sn 3)	NP	Pastagem/desmatamento
41	Onça	NP	Pastagem/desmatamento
42	Macaúba-b	P	-
43	Macaúba1	P	-
44	Macaúba2	P	-
45	Macaúba3	P	-
46	Tamanduá	P	-
47	Carapina2	P	-
48	Carapina	P	-
49	Carapina1	P	-
50	Gramma-b	NP	Pastagem/desmatamento
51	Gramma-a	NP	Pastagem/desmatamento
52	Rosa	NP	Pastagem/desmatamento
53	Macaquinho1	NP	Pastagem/desmatamento

Para cada estação foram estipulados, a priori e considerando as possibilidades de acesso, trechos de 50 m, nos quais foram mensuradas as variáveis ambientais físico-químicas (temperatura da água, termômetro Guterm190®; oxigênio dissolvido, oxímetro F1001; pH, pHmetro F1002; condutividade, condutivímetro F1000; turbidez, turbidímetro LaMotta 2020; luminosidade, fotômetro Polaris), hidrogeomorfológicas (largura da calha principal e profundidade, corda graduada; velocidade da água, fluxometro General Oceanic Modelo 2030; visualmente foi determinado o tipo de substrato da calha e o estado da vegetação ripária (Tabela 2A).

Tabela 2A. Variáveis quantitativas e qualitativas (abreviaturas e categorias consideradas) coletadas nas 22 estações da sub-bacia do ribeirão João Leite, Goiás, Brasil, nos anos 2004/2005, durante os períodos de chuva e estiagem.

Variável	Tipo	Categoria	Abreviatura
Quantitativa	Físico-química		
	Temperatura da água (°C)	-	tagua
	OD (mg/l ⁻¹)	-	OD
	pH	-	pH
	Condutividade (µS/cm ²)	-	cond
	Turbidez (UNT)	-	turb
	Luminosidade (lux)	-	lum
	Hidrogeomorfológica		
	Velocidade (cm/seg)	-	vel
	Largura (cm)	-	larg
Qualitativa	Substrato	Areia	subst1
		Cascalho	subst2
		Rocha	subst3
		Lama	subst4
	Paisagem		
		Pasto	veg2
		Arbusto	veg3
		Arvores	veg4

Os peixes foram amostrados utilizando equipamento de pesca elétrica composto por um gerador de energia (HONDA EZ1800 - 220 V) no qual foi acoplado um modulador de corrente com voltagem variando entre 100 a 300 V, no qual foram ligados dois puçás um positivo e o outro negativo. Este processo provoca diferentes reações nos peixes, tais como paralisia, deslocamento em direção ao cátodo ou ânodo, ou ainda a morte. As coletas foram conduzidas por cinco pessoas e tiveram um período médio de 90 minutos de duração, sendo que cada trecho foi percorrido três vezes conforme Uieda e Barretto (1999). Os exemplares amostrados foram fixados em formol a 10%, identificados taxonomicamente em famílias e espécies (Reis et al. 2003), no laboratório do Centro de Biologia Aquático da Universidade Católica do Estado de Goiás e enviadas duplicatas para confirmação ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá (UEM) e ao Laboratório de Ictiologia do Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS).

REFERÊNCIAS

- Araújo-Lima, C. A. R. M. J., L. F., Oliveira, R. S., Eterovick, P. C., U., Mendonza & A., Jerolimnki. 1998. Relação entre o número de espécies de peixes, complexidade do habitat e ordem do riacho nas cabeceiras de um tributário do rio Urubu, Amazônia Central. *Ac. Lim. Bras.*, 11(2): 127-135.

- Bhat, A. 2004. Patterns in the distribution of freshwater fishes in rivers of Central Western Ghats, India and their associations with environmental gradients. *Hydrobiologia*, 529: 83–97.
- Bozzetti, M. R. & U. H., Schulz. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529(1 - 3): 133-144.
- Camargo, A. F. M., R. A. R., Ferreira, A., Schiavetti & L. M. A., Bini. 1996. Influence of Physiographic and Human Activity on Limnological Characteristics of Lotic Ecosystems of the South Coast of São Paulo, Brazil. *Acta Lim. Bras.*, 8: 231-243.
- Death, R. G. 2004. Patterns of spatial resource use in lotic invertebrate assemblages. *Hydrobiologia*, 513: 171–182.
- Fialho, A. P., L. G., Oliveira, F. L., Tejerina-Garro & L. C., Gomes. 2007. Fish assemblages structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5 (1): 53-60.
- Ferreira, C. E. L., E. A. G., Jos & C., Ricardo. 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes*, 61: 353–369.
- Galinkin, M. 2003. *GeoGoiás 2002*. M. Galinkin (ed.). Agência Ambiental de Goiás, Fundação CEBRAC, PNUMA:SEMARH-GO. Goiânia, GO. 272p.
- Hugueny, B., S., Camara, B., Samoura & M., Magassouba. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African River. *Hydrobiologia*, 331: 71-78.
- IBGE. 1977. *Geografia do Brasil-Região Centro-Oeste*, 4: 364.
- Junk, W. J., P. B., Bayley & R. E., Sparks. 1989. *The flood pulse concept in river-floodplain systems. Proceedings of the International Large River Symposium*. D. P. Dodge, Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106p.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of Biotic Integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21-27.
- Macedo, J. A. B. 2001. *Águas e Águas – Métodos Laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas*. Juiz de Fora – MG, 150p.
- Magalhães, M. F., P. C, Beja & M. J., Collares. 2002. Functional heterogeneity of dry-season fish refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. *Freshwater Biol.*, 47(10): 1919-1934.
- Mazzoni, R. & R., Iglesias-Rios. 2002. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in southeast Brazil. *Braz. J. Biol.*, 62(1): 171-178.
- Miller, D. L., P. M., Leonard, R. M., Hughes, J. R., Karr, P. B., Moyle, L. H., Schrader, B. A., Thompson, R. A., Daniels, K. D., Fausch, G. A., Fitzhugh, J. R., Gammom, D. B.,

- Halliwell, P. L. Angermeier & D. J., Orth. 1988. Regional applications of an Index of Biotic Integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13(5): 12-20.
- Nariyuki, N., K., Tainaka & T., Tao. 2000. Indirect relation between species extinction and habitat destruction. *Ecol. Mod.*, 137:109-118.
- Oberdorff, T. & R. M., Hughes. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine basin, France. *Hydrobiologia*, 228: 117-130.
- Oberdorff, T., D., Pont, B., Hugueny & J.-P., Porcher. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biol.*, 47(9): 1720-1734.
- Robertson, A. L. 2000. Lotic meiofaunal community dynamics: colonisation, resilience and persistence in a spatially and temporally heterogeneous environment. *Freshwater Biol.*, 44(1): 135-147.
- Rubin de Rubin, J. 2003. Sedimentação quaternária, contexto paleoambiental e interação antrópica nos depósitos aluviais do Alto rio Meia Ponte – Goiás – GO. *Tese de Doutorado*. UNESP. São Paulo. 279p.
- Sabater, F., A., Butturini, E., Marti, I., Munoz, A., Romani, J., Wray & S., Sabater. 2000. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *Jornal of the North American Benthological Society*, 19: 609-620.
- Tejerina-Garro, F. L. & B., De Mérona. 2001. Spatial variability of biotic and abiotic factors of the aquatic habitat in French Guiana. *Regulated Rivers: Research & Management*. 17: 157-169.
- Tejerina-Garro, F. L., M., Maldonado, I., Carla, D., Pont, N., Roset & T., Oberdorff. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Braz. Arch. of Biol. and Tech.*, 48(1): 91-108.
- Tejerina-Garro, F. L. , B., De Mérona, T., Oberdorff & B., Hugueny. 2006. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. *Aquat. Living Resour.*, 19, 31– 46.
- Tejerina-Garro, F. L., B., De Mérona, T., Oberdorff & B., Hugueny. 2006a. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. *Aquat. Living Resour.*, 19, 31-46.
- Tejerina-Garro, F. L. 2006b. Biodiversidade e impactos ambientais no estado de Goiás: o meio aquático. In: *Cerrado, sociedade e ambiente: desenvolvimento sustentável em Goiás*. C. Rocha, F. L. Tejerina-Garro, J. P. P. (Org.). Goiânia, Editora da Universidade Católica de Goiás, 1-31.

- Townsend, C. R. 1996. Concepts in river ecology: patterns and process in the catchments hierarchy. *Archiv Fur Hydrobiology Suppl*, 113: 3-21.
- Uieda, V. S. & M. G., Barretto. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Zoociências*, 1(1): 55-67.
- Valério, S. B., Y. R., Suárez, T. R. A., Felipe, K. K., Tondato & L. Q. L., Ximenes. 2007. Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay–Paraná basins. *Hydrobiologia* 583:241–250.
- Vannote, R. L., G. W., Minshall, K. W., Cummins, J. R., Sedell & C. E., Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Verneaux, J. & G., Turfféry. 1967. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Índices biotiques. *Ann. Sci. Univ. Besancon, Zool.*, 3:79-89.
- Ward, J. V. & J. A., Stanford. 1983. The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. *Dynamics of lotic ecosystems*. T. D. Fontaine and S. M. Bartell. Michigan, American Arbor Science Publishers, 347-356.

3 IDENTIFICAÇÃO DE PADRÕES DOS NÍVEIS ORGANIZACIONAIS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES RESULTANTES DA INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS LOCAIS, NO ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ, BRASIL CENTRAL

RESUMO

Pesquisas sobre ecologia de peixes em rios e riachos tropicais têm abordado a importância das variáveis ambientais na estruturação das assembleias de peixes. Portanto, o objetivo deste estudo foi identificar, os padrões estruturais dos níveis de organizações da assembleia de peixes (famílias, guildas tróficas e espécies) considerando as variáveis ambientais locais, mensuradas em 22 estações distribuídas em 20 corpos de água formadores da sub-bacia do ribeirão João Leite localizada entre os paralelos 16°10'55" e 16°43'26" de Lat. S e os meridianos 48°50'38" e 49°24'26" de Long. W, inserida no bioma cerrado, Goiás, na região Centro Oeste. As amostragens das variáveis ambientais quantitativas, descrição das qualitativas e da assembleia de peixes (coletados com pesca elétrica) foram realizadas em quatro campanhas, duas no período de chuva (outubro/2004 e outubro/2005) e duas na estiagem (abril/2004 e abril/2005). Para sumarização dos dados, as matrizes das variáveis ambientais quantitativas, qualitativas (expressos em presença e ausência) e dos dados dos peixes (expressos em presença e ausência) foram submetidas a análise multivariada (Análise de Componentes Principais-PCA e Co-inércia) testada a significância dos resultados obtidos ($p < 0,05$) utilizando teste de Monte Carlo (1000-iterações). Os resultados indicam que os eixos das variáveis quantitativas foram significativos ($P = 0,013$) para estruturação das famílias e não significativas para as qualitativas ($P = 0,093$), para as guildas tróficas os eixos das variáveis quantitativas foram significativas ($P = 0,04$) e também as qualitativas ($P = 0,01$), já para as espécies de peixes os eixos das variáveis quantitativas e qualitativas foram significativas ($P = 0,01$). Onze variáveis ambientais foram significativas, das quinze escolhidos *a priori*, sendo sete quantitativas (largura dos córregos, velocidade da correnteza, profundidade, temperatura da água, condutividade, luminosidade e oxigênio dissolvido) e quatro qualitativas (pastagem, lama, cascalho e rocha). A demonstração da importância desse grupo de variáveis, no padrão estrutural das assembleias de peixes, vem contribuir com decisões para futuros planos de manejo e conservação que objetivem a diminuição das atividades antropogênicas nesta região, isto porque ocorrendo alterações nestas variáveis afetaria também as assembleias de peixes.

Palavras-chave: Alterações ambientais. Córregos. Coinércia. Correnteza. Luminosidade.

3 IDENTIFICATION OF PATTERNS OF ORGANIZATIONAL LEVELS OF THE FISH ASSEMBLAGES RESULTING OF THE INFLUENCE OF LOCAL ENVIRONMENTAL VARIABLES IN THE UPPER PARANÁ RIVER BASIN, CENTRAL BRAZIL

ABSTRACT

Research on ecology of fish in tropical rivers and streams have addressed the importance of environmental variables in structuring fish assemblages. Accordingly, this study aimed to identify the patterns of structural levels of organization of the fish assemblage (families, feeding guilds and species) considering the local environmental variables measured at 22 stations distributed in 20 water bodies of the João Leite River located between parallels 16 ° 10'55 "and 16 ° 43'26" S and the meridians 48 ° 50'38 "and 49 24'26" W, inserted in the Cerrado, Goiás, Central-West region. Sampling of quantitative and qualitative environmental variables and fish assemblages (collected using electric fishing) were made during the period of rain (October 2004 and 2005) and drought (April 2004 and 2005). For data summarization, the matrix of quantitative and qualitative (expressed in the presence and absence) environmental variables and data of fish (expressed in the presence and absence) were subjected to multivariate analysis (Principal Components Analysis-PCA and Co-inertia) tested significance of results ($p < 0.05$) using Monte Carlo test (1000-interactions). The results indicate that the axis of quantitative variables were significant ($P = 0.013$) for structuring the family but not the qualitative variables ($P = 0.093$), for the trophic guilds the quantitative variables were significant ($P = 0.04$) and also the qualitative ($P = 0.01$). For the fish species quantitative and qualitative variables were significant ($P = 0.01$). Eleven environmental variables were significant from the fifteen chosen *a priori*, seven quantitative (stream width, water velocity, depth, water temperature, conductivity, dissolved oxygen and light) and four qualitative (pasture, mud, gravel and rock). The demonstration of the importance of this group of variables in the structural pattern of the fish assemblages will contribute to decisions for future management and conservation plans that aim to decrease the anthropogenic activities in this region, because changes occurred in these variables also affect the fish assemblages.

Keywords: Changes environmental. Streams. Co-inertia. Flow. Light.

3.1 INTRODUÇÃO

Estudos de ecologia em águas continentais demonstraram a influência de variáveis ambientais regionais, como: profundidade do canal (Sheldon e Meffe 1995); fluxo da água (Marsh-Matthews e Matthews 2000); largura da calha (Faulkner e Copp 2001); heterogeneidade do hábitat (Tejerina-Garro e De Mérona 2001); a paisagem (p. ex. :mata riparia, Johnson 2002; Snyder et al. 2003; Growns et al. 2003); qualidade ambiental (Jackson et al. 2001; Sutherland et al. 2002; Grenouillet et al. 2004) na formação de um gradiente em córregos e rios (Fialho et al. 2007). Fazendo parte esse gradiente, estão outras variáveis ambientais locais, como a condutividade (Taylor 2000) e a temperatura (Vorwerk et al. 2003) que também são indicadas importantes para a variação e estruturação das assembleias de peixes numa escala temporal (Patterson et al. 2001; Bojsen e Barriga 2002) e espacial (Magalhães et al. 2002; Feyrer e Healey 2003).

Muitas dessas variáveis foram descritas para rios e ribeirões, em regiões neotropicais brasileiras (p. ex., Silvano et al. 2000; Brigante e Espíndola 2003; Pinto et al. 2006) bem como em riachos (p. ex., Castro e Casatti 1997; Uieda e Barretto 1999; Casatti 2005). Em Goiás estes estudos se restringem aos lagos da planície de inundação do rio Araguaia (Tejerina-Garro et al. 1998) e ao rio Meia Ponte, bacia do rio Paraná (Fialho et al. 2007) apesar das rápidas modificações antropogênica sofridas por estes cursos de água nesta última década (Rubin de Rubin 2003).

Tanto variáveis regionais e locais são influenciadas por alterações antropogênica como o desmatamento (Inoue e Nakano 2001; Bojsen e Barriga 2002) e o surgimento de erosões que causam assoreamento dos rios e riachos (Paperno e Brodie 2004), estas por sua vez influenciam a diversidade e estrutura das comunidades biológicas (Eros e Grossman 2005).

Camargo et. al. (1996), Ferreira et al. (2001), Sabater et al. (2000), Araújo et al. (2003) e Tejerina-Garro et al. (2005) destacam que essas e outras alterações ambientais também acarretam modificações no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, quanto ao ciclo de nutrientes, temperatura, produtividade e as relações tróficas (Kuusemets e Mander 2002; Wickham et al. 2003), com isto, desestruturando a relação entre fatores abióticos e bióticos e tornando complexos estudos ecológicos (Lowe-McConnell 1999).

Estudos da relação peixe-habitat são comentados realizados apenas considerando uma quantificação numérica taxonômica e presença e ausência das espécies de peixes por habitats (Castro et al. 2004; Casatti 2005; Pavanelli et al. 2007), resultados que nem sempre

expressam mudanças ocorridas na assembleia de peixes em virtude das alterações dos habitats. Porém, Poff e Allan (1995) relatam a necessidade de se avaliar estruturalmente as assembleias de peixes dando enfoque as famílias, espécies e guildas tróficas, isto porque nesta última os peixes possuem uma dependência em relação à produtividade autóctone e alóctone (Karr 1981) e estes rapidamente respondem biologicamente (p. ex., mudança no tipo de alimento obtido pelas espécies de peixes), no tempo e no espaço, às diferentes alterações ambientais (naturais ou antropogênicas) (Oberdorff et al. 2002; Tejerina-Garro et al. 2005). O uso de organizações funcionais (famílias e guildas tróficas) contribui sobremaneira para o entendimento do funcionamento do ecossistema aquático assim como facilita a interpretação das relações dos peixes com seus respectivos habitats, inclusive com o ecossistema terrestre (Gorshkov et al. 2004; Marsh-Matthews e Matthews 2000).

Desta maneira, este estudo propõe identificar quais variáveis ambientais hidrogeomorfológicas (largura da calha principal, profundidade, velocidade da lâmina da água e variedade de substrato) e físico-químicas (temperatura da água, OD, pH, condutividade, turbidez e luminosidade) estipuladas a priori, são determinantes na estruturação da assembleia de peixes de riachos da sub-bacia do ribeirão João Leite, Goiás, considerando-se o nível organizacional específico (espécies) e funcional (família e nível trófico).

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 *Determinação das guildas tróficas*

As dietas das espécies foram determinadas através de análises do conteúdo de 3.334 estômagos de 42 espécies de peixes adultas, usando o método da frequência de ocorrência (Zavala-Camin 1996). Com base nos itens alimentares mais frequentes, as espécies foram categorizadas em detritívoras (alimentam-se de matéria orgânica em decomposição próxima ao fundo), omnívoras (consomem alimentos de origem animal e vegetal), insetívoras (alimentam-se de insetos aquáticos e terrestres), herbívoras aquáticas (consomem algas e vegetais aquáticos), herbívoras terrestres (vegetais terrestres—principalmente folhas, sementes e frutos) e ictiófagas (se alimentam basicamente de peixes). A importância de se estudar as relações grupos funcionais (guildas tróficas) e habitats, está na dependência destes grupos em se alimentarem tanto da produtividade interna (autóctone) como de material externo (alóctone) (Karr 1981). Para evitar problemas relacionados à ontogenia apresentada por algumas espé-

cies de peixes (Mathews e Hill 1980), nesta pesquisa foram analisados apenas os conteúdos estomacais de indivíduos adultos e para identificação desta fase foram observados os estágios de maturações gonadais de cada indivíduo.

3.2.2 Análises dos dados

Inicialmente foram geradas matrizes de abundância das famílias, guildas tróficas e das espécies de peixes (indivíduos/50 m). As famílias, guildas tróficas e espécies consideradas para a ordenação dos dados tinham dez, ou mais, indivíduos coletados, critério adotado para eliminar o efeito daquelas com maior abundância e/ou aquelas com baixa abundância (considerados raros), em seguida os dados foram transformados em presença (1) e ausência (0). Paralelamente gerou-se uma matriz para as variáveis ambientais qualitativas e quantitativas (Tabela 2B).

Posteriormente, para sumarização das matrizes das famílias, guildas tróficas, espécies e variáveis ambientais qualitativas, estas foram submetidas separadamente a uma análise de Componentes Principais (ACP), utilizando o método da covariância, a qual é apropriada para variáveis que foram medidas numa mesma unidade, pois deixa a contribuição de cada coluna (variável) proporcional a sua variância (Gauch 1982; Dolédec e Chessel 1994). Já os dados da matriz das variáveis quantitativas foram submetidos a ACP utilizando-se o método de correlação, o qual permite que todas as variáveis tenham na análise a mesma importância independente da escala em que foram medidas (Tejerina-Garro e De Mérona 2001; Oberdorff et al. 2002). Em seguida, foi realizada análise de co-inércia utilizando-se os escores das ACPs objetivando identificar a possível co-estrutura entre o nível organizacional específico (espécies) e funcional (famílias e guildas tróficas) e as variáveis ambientais quantitativas e qualitativas. A partir dos autovalores resultantes das análises de co-inércia foram gerados gráficos que continham informações sobre a relação das variáveis ambientais e os níveis organizacionais considerados (Gauch 1982; Dolédec e Chessel 1994; Tejerina-Garro e De Mérona 2001). As co-estruturas resultantes da co-inércia foram testadas utilizando o teste de Monte Carlo (1.000 interações). Todas as análises foram desenvolvidas no programa ADE-4 (Dolédec e Chessel 1994; Thioulouse et al. 2001).

3.3 RESULTADOS

Identificação da coestrutura entre os níveis organizacionais (famílias, guildas tróficas e espécies de peixes) e as variáveis ambientais

No sentido de identificar a coestrutura, entre os níveis organizacionais famílias, guildas tróficas e espécies de peixes e as variáveis quantitativas, qualitativas mensuradas nas estações amostrais, foram retidos os valores dos eixos um e dois das PCAs para análise de coinéncia.

A análise de coinéncia demonstrou frações explicativas, da coestrutura entre os níveis organizacionais e as variáveis ambientais mensuradas nas estações, em dois eixos. Foram consideradas apenas aquelas variáveis que contribuíram significativamente, em no mínimo, para dois dos três níveis organizacionais. O primeiro eixo, com as variáveis quantitativas, explicou, 82,48% da variância total com relação as famílias, 97,75% das guildas tróficas e 74,67% das espécies de peixes. Já o segundo eixo, com as variáveis qualitativas, explicou 88,17% da variância total das famílias, 87,89% das guildas tróficas e 76,89% das espécies de peixes (Tabela 1). Os resultados das correlações (“r”) entre as variáveis ambientais mensuradas nas estações foram significativas, porém, o teste de Monte Carlo não demonstrou significância entre as variáveis qualitativas e a coestrutura das famílias ($P = 0,093$), no entanto, o resultado deste teste para essa variável foi significativo para guildas tróficas e espécies de peixes ($P < 0,05$), resultados significativos foram também obtidos para as variáveis quantitativas quando consideradas os três níveis organizacionais (Tabelas 1).

As variáveis ambientais (quantitativas e qualitativas) consideradas significativas foram aquelas, que com seus valores absolutos altos, contribuíram para no mínimo dois dos três níveis organizacionais (Tabela 1). Já os níveis organizacionais (famílias, guilda tróficas e espécies) considerados significativos foram aqueles, que com seus valores absolutos altos, contribuíram para duas variáveis ambientais (qualitativas e quantitativas) (Tabelas 2, 3 e 4).

Tabela 1. Contribuições absolutas das variáveis quantitativas e qualitativas aos eixos 1 e 2 considerando os níveis organizacionais específicos e funcionais resultantes da análise de co-inércia. Os números em negrito indicam as variáveis que mais contribuíram à variância total nos respectivos eixos e os valores significativos ($P < 0,05$).

Contribuição absoluta das variáveis ambientais (%)	Famílias		Guildas tróficas		Espécies	
	Eixos		Eixos		Eixos	
	1	2	1	2	1	2
<u>Quantitativas</u>						
Temperatura da água	0,11	19,88	0	0	0	33,51
Oxigênio dissolvido	1,31	20,46	0	0,03	0,88	4,78
pH	4,55	8,11	0	0	0	0,85
Condutividade	18,77	1,29	31,7	68,07	3,37	3,97
Turbidez	0,14	10,07	0,04	4	2,6	2,55
Largura	37,77	0,14	0,07	4	22,01	6,62
Luminosidade	14,7	2,51	3,5	0,05	18,93	22,16
Profundidade	6,34	31,04	0	0	1,52	3,07
Velocidade	16,26	6,47	67,81	31,34	43,66	2,43
Estatísticas dos eixos:						
Autovalores	9,38	1,21	2,19	4,91	1,57	4,64
Fração explicada da co-inércia %	73,01	9,47	97,73	0,02	57,68	16,99
Correlação entre as variáveis ambientais e os níveis organizacionais dos peixes "r"	0,49	0,43	0,49	0,16	0,78	0,71
Valores do teste de Monte Carlo (1000 interações)	P = 0,013		P = 0,04		P = 0,001	
<u>Qualitativas</u>						
Pasto	1,01	57,43	5,83	59,85	0,97	39,52
Arbusto	0	0	0	0	0	0
Árvores	0,42	13,53	1,66	3,89	1,17	0,38
Areia	0,25	0,88	1,49	0,49	4,08	9,04
Cascalho	39,31	18,57	49,6	0,81	44,04	1,35
Rocha	33,38	2,15	26,35	27	35,7	22,19
Lama	25,61	7,41	15,04	7,92	14,01	27,49
Estatísticas dos primeiros eixos:						
Autovalores	1,5	1,94	1,02	9,83	2,19	7,08
Fração explicativa da co-inércia %	78,12	10,05	87,87	0,02	58,11	18,78
Correlação entre as variáveis ambientais e os níveis organizacionais dos peixes "r"	0,43	0,39	0,62	0,43	0,68	0,72
Valores do teste de Monte Carlo (1000 interações)	P=0,093		P=0,001		P=0,001	

Tabela 2. Contribuições absolutas do nível organizacional famílias aos eixos 1 e 2 considerando as variáveis ambientais quantitativas e qualitativas resultantes da análise de co-inércia. Os números em negrito indicam as famílias que mais contribuíram à variância total nos respectivos eixos.

Contribuição absoluta das famílias (%)	Quantitativas		Qualitativas	
	Eixos		Eixos	
	1	2	1	2
Characidae	4,53	0,03	1,96	2,76
Anostomidae	0,16	2,57	3,05	10,85
Callichthyidae	58,99	6,56	63,72	21,69
Cetopsidae	0,00	0,18	0,11	0,04
Cichlidae	0,02	2,95	0,27	6,40
Curimatidae	7,77	12,69	5,60	29,97
Erythrinidae	0,64	12,07	8,42	4,30
<i>Genera Incertae Sedis in Characidae(GISC)</i>	0,00	0,00	0,00	0,00
Gymnotidae	0,59	0,00	0,00	9,30
Heptapteridae	0,93	0,25	0,92	0,05
Loricariidae	4,39	4,17	4,87	0,63
Parodontidae	14,24	1,66	3,81	8,55
Pimelodidae	0,00	0,59	0,13	0,12
Poeciliidae	0,17	32,00	4,70	1,34
Sternopygidae	0,12	2,80	1,10	0,05
Synbranchidae	5,58	21,39	0,70	3,37
Trichomycteridae	1,81	0,00	0,55	0,51

Tabela 3. Contribuições absolutas do nível organizacional guildas tróficas aos eixos 1 e 2 considerando as variáveis ambientais quantitativas e qualitativas resultantes da análise de co-inércia. Os números em negrito indicam as guildas tróficas que mais contribuíram à variância total nos respectivos eixos.

Contribuição absoluta das guildas tróficas (%)	Quantitativas		Qualitativas	
	Eixos		Eixos	
	1	2	1	2
Detritívoros	58,16	23,17	26,01	58,88
Omnívoros	30,42	23,65	31,06	3,81
Insetívoros	3,72	0,56	36,41	30,47
Herbívoros aquáticos	5,50	23,32	4,02	5,26
Herbívoros terrestres	1,76	5,53	1,30	1,09
Ictiófagos	0,40	23,73	1,18	0,46

Tabela 4. Contribuições absolutas do nível organizacional espécies de peixes aos eixos 1 e 2 considerando as variáveis ambientais quantitativas e qualitativas resultantes da análise de co-inércia. Os números em negrito indicam as espécies de peixes que mais contribuíram à variância total nos respectivos eixos.

Contribuição absoluta das espécies (%)	Quantitativas		Qualitativas	
	Eixos		Eixos	
	1	2	1	2
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	3,49	1,38	6,87	0,18
<i>Apistograma</i> sp.	0,14	1,03	0,90	1,87
<i>Apareiodon piracicabae</i>	0,70	0,15	0,76	0,01
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	3,86	10,4	1,74	1,60
<i>Astyanax altiparanae</i>	0,04	0,15	0,39	0,55
<i>Astyanax eigenmaniorum</i>	3,57	3,60	0,57	6,22
<i>Astyanax</i> sp.	0,39	0,19	0,92	4,25
<i>Astyanax</i> sp.A	0,51	7,63	0,20	1,55
<i>Knodus</i> sp.	0,88	0,34	0,00	3,75
<i>Planaltina myersi</i>	2,74	5,95	0,03	8,23
<i>Bryconamericus stramineus</i>	5,19	1,65	14,68	0,34
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.	3,77	0,59	6,97	2,01
<i>Characidium fasciatum</i>	6,00	0,04	9,89	0,43
<i>Characidium gomesi</i>	0,13	0,51	0,73	0,40
<i>Cichlasoma paranaense</i>	0,40	0,02	0,43	0,49
<i>Corydoras</i> sp.	0,08	8,32	0,17	5,14
<i>Crenicichla britskii</i>	1,74	0,59	1,29	0,41
<i>Cyphocharax modestus</i>	0,29	0,07	0,68	2,23
<i>Eigenmania trilineata</i>	0,06	3,53	0,00	3,76
<i>Gymnotus carapo</i>	11,2	2,69	5,25	3,06
<i>Hisonotus</i> sp.	0,55	0,09	5,88	0,16
<i>Hoplias malabaricus</i>	7,75	5,94	3,13	1,62
<i>Hypostomus ancistroides</i>	0,19	1,14	0,00	0,35
<i>Hypostomus margaritififer</i>	2,39	0,05	0,90	1,87
<i>Hypostomus regani</i>	2,98	1,91	3,94	4,46
<i>Hypostomus</i> sp1	1,44	1,12	0,25	0,00
<i>Hypostomus</i> sp2	4,69	0,09	2,17	1,49
<i>Imparfinis</i> sp.	3,82	1,47	0,46	3,21
<i>Laetacara</i> sp1	0,00	2,24	0,00	0,01
<i>Oligosarcus planaltinae</i>	0,49	0,12	3,04	5,85
<i>Paradon nasus</i>	8,83	2,33	2,27	2,98
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	0,13	7,83	12,87	6,14
<i>Piabina argentea</i>	4,73	0,15	3,39	0,01
<i>Pimelodella</i> sp.	5,33	0,33	1,07	0,15
<i>Poecilia reticulata</i>	0,92	1,78	1,22	3,80
<i>Rhamdia quelen</i>	0,21	9,47	3,54	5,50
<i>Serrapinnus</i> sp.	4,37	0,02	1,18	5,03
<i>Steindachnerina insculpta</i>	2,61	7,27	0,75	0,14
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1,31	1,72	0,21	2,39
<i>Tilapia rendalli</i>	1,90	5,93	1,07	8,16

Além, das tabelas demonstrando os resultados das análises, outra forma explicativa da correlação entre os três níveis organizacionais e variáveis ambientais é a geração de um gráfico a partir dos autovalores resultantes das análises de co-inércias, realizadas individualmente (Tabelas 2, 3 e 4). Como exemplo, nas figuras 1A e 1B pode-se observar a associação (positiva e/ou negativa) do nível organizacional família onde a Parodontidae e Callichthyidae estão associadas às variáveis quantitativas (largura da calha; média = 3,59 m; luminosidade; média = 13,45 lux; velocidade da água; média = 36,49 cm/seg) mensuradas nas

estações GramaB, Maria Paula, Mato Grosso, Pedreira, Grama, Pedra e Barreiro (eixo 1). Por sua vez, as famílias Curimatidae, Erythrinidae, Poeciliidae e Synbranchidae estão associadas à temperatura da água (média = 20,7° C), oxigênio dissolvido (média = 6,80 mg/l-1) e profundidade (média = 0,30 m), variáveis estas mensuradas nas estações Palmito, Carapina, Bandeira, e MacaúbaB (eixo 2).

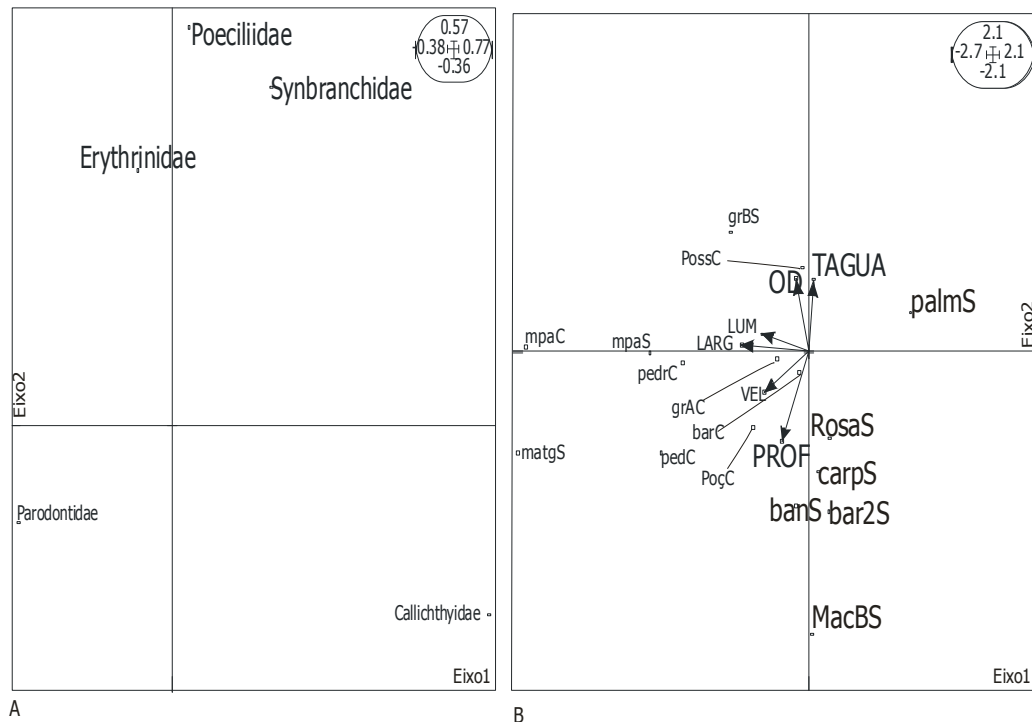


Figura 1. Ordenação resultante da análise de co-inércia entre o nível organizacional família (A) e as variáveis ambientais quantitativas (B). As diferenças nos tamanhos das letras das abreviaturas correspondem as correlações entre as famílias, variáveis ambientais quantitativas e estações de amostragem que mais contribuíram ao ordenamento. As caixas indicam a escala de cada gráfico. Os sinônimos das abreviaturas correspondem aos nomes listados na Figura 1B e Tabela 1.

3.4 DISCUSSÃO

Em regiões tropicais são realizadas pesquisas que buscam entender a relação peixe-habitat, observando a influência das variáveis ambientais, hidrogeomorfológicas (Braga e Andrade 2005; Abes e Agostinho 2001), físico-química, atividades antropogênicas (presença de pastagem) e variedade de substrato (Fialho et al. 2007; Tejerina-Garro et al. 2005) na estruturação da assembleia de peixes. Neste estudo, variáveis quantitativas (hidrogeomorfológicas e físico-químicas), qualitativas (variedade de substrato) e impactos ambientais (pastagem) influenciaram os níveis guildas tróficas e espécies, com exceção das variáveis qualitativas que não foram significativas para as famílias.

As variáveis ambientais hidrogeomorfológicas, como por exemplo a largura do canal e velocidade da água são responsáveis por moldarem rios e riachos em habitats contínuos, isto é não organizado de maneira evidente, e são responsáveis pela riqueza local de espécies de peixes (Matthews e Hill 1980; Bart 1989; Grenouillet et al. 2004).

A largura do canal é considerada por Inoue e Nakano (2001) como sendo um fator responsável pela heterogeneidade de habitats e tem forte correlação com a abundância de espécies de peixes. Os riachos estreitos, com largura média de 3,36m, observada na maioria das estações coletadas na sub-bacia do ribeirão João Leite, foi uma característica hidrogeomorfológica local associada a estruturação das famílias Parodontidae e Callichthyidae e espécies de peixes (*Apareiodon ibitiensis* e *Corydora* sp) pertencente a essas duas famílias. Resultados semelhantes foram encontrados para riachos com pouca largura, também no alto do rio Paraná, por Casatti (2005) e Pavanelli e Caramaschi (2003).

Diferentes velocidades da água, encontradas em rios e riachos, também estão relacionadas com a heterogeneidade de habitat (Inoue e Nakano 2001), ao processo de transporte de partículas (p. ex., tamanho das partículas alimentares) e a disponibilização destas como alimentos para a assembleia de peixes viventes neste ambiente (Vilella et al. 2002). A variável velocidade foi marcante em todos os riachos, amostrados na sub-bacia do ribeirão João Leite, formando pequenas corredeiras, ou ainda, pequenas poças com pouca velocidade, ligada estas características está a falta de vegetação riparia e as inúmeras erosões que facilitam a entrada de material alóctone. Estas características estão influenciando nos resultados das análises e demonstrando uma correlação das famílias Parodontidae e Callichthyidae, guildas tróficas (omnívoros e detritívoros) e espécies de peixes. Entre as guildas tróficas, os omnívoros foram mais abundantes naquelas estações sem vegetação riparia (impactadas), já os detritívoros nas estações localizadas dentro do Parque Ecológico, ou seja, com cobertura vegetal (pouco impactadas). Resultado semelhante também foi relatado por Araújo (1998).

A presença de pasto, alteração provocada pela retirada da vegetação riparia para criação de bovinos, traz como consequências: alterações físico-químicas da água, assoreamento do leito dos riachos afetando a velocidade e a variedade dos substratos e a distribuição em quantidade e qualidade de alimento para as comunidades aquáticas. O pasto e suas consequências foram demonstradas como fator importante, em outras partes do mundo, na estruturação da assembleia de peixes, como exemplo na Península Indiana (Arunachalam 2000), no Estado da Dakota do Norte nos E.U.A. (Koel e Peterk 2003), no oeste do Estado da Virginia nos E.U.A. (Snyder et al. 2003) e no estado do Rio de Janeiro no Rio Paraíba do Sul (Pinto et

al. 2006). Pasto e suas alterações no ambiente aquático, são comuns em quase toda área do estudo com exceção no parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco, e explicam a estrutura das guildas tróficas e espécies de peixes, com exceção das famílias

Um dos efeitos da retirada da vegetação riparia em riachos, para diferentes formas do uso do solo, é a maior incidência direta dos raios solares nestes tipos de ambientes e com isto alterando sua dinâmica (p. ex., a produtividade primária, fluxo de energia e suas características físico-químicas) a composição de espécies refletindo na estruturação da assembleia de peixes (Kuusemets e Mander 2002; Wickham et al. 2003). Dos 22 riachos coletados, na sub-bacia do ribeirão João Leite, 17 (80%), 17 (80%) são considerados impactados e 5 (20%) não são impactados (possuem vegetação ripária em suas margens). Ligados a essas características, no primeiro grupo ocorre aumento da luminosidade, já no segundo a pouca ou nenhuma penetração da luminosidade, assim ocorrendo alterações na produtividade primária e características físico-químicas nesses dois tipos de ambientes. Sendo a última demonstrada como variável importante na estrutura das guildas tróficas e espécies de peixes.

Entre as características físico-químicas, descritas para riachos e rios estão as mudanças de temperatura (Rabeni 2000) e da condutividade (Gafny et al. 2000, Beamish et al. 2003), as quais são consideradas efeitos das mudanças do ecossistema terrestre (p. ex., desmatamento e excesso de substâncias alóctones dissolvidas na água) (Snyder et al. 2003; Casatti 2004). Essas alterações, são demonstrativos da baixa qualidade ambiental, e foram as variáveis demonstradas favorecendo a estruturação das famílias Poeciliidae, Synbranchidae, Erythrinidae e guildas tróficas (herbívoros aquáticos e ictiófagos). Semelhantes resultados foram descritos por Araújo et al. (2003), Reynolds (1998) e Bhat (2004).

Ocupações terrestres estão presentes em 80% dos riachos coletados na sub-bacia do ribeirão João Leite, da mesma forma que seus efeitos, por exemplo, a presença de erosões, o carreamento da camada superficial solo e assoreamentos, todos considerados agentes modificadores do substrato.

A variedade de substrato está relacionada à duas propriedades: a física, ligada ao tamanho das partículas e a orgânica, parte composta pelos organismos vivos e mortos, essas propriedades, em ambientes aquáticos, são responsáveis pela heterogeneidade de habitats, pela disponibilização de alimento quali-quantitativamente, influenciam na estrutura e biologia da assembleia de peixes (Eros e Grossman 2005; Bhat 2004; Davies et al. 2000; Gowns et al. 2003; Pyron et al. 2004). A propriedade física do substrato (p. ex., diferentes tamanhos das partículas lama, areia, cascalho e rocha) e a falta de vegetação ripária, substituída por pasta-

gem, formam um ambiente pobre nos 17 riachos coletados ao longo da sub-bacia do ribeirão João Leite, no qual estas variáveis explicam a estrutura da guilda trófica (detritívoras, omnívoras e insetívoras) e espécies de peixes.

Estes resultados encontrados para a interação entre os fatores abióticos (onze variáveis ambientais) e os bióticos (três níveis de organizacionais da assembleia de peixes), para a sub-bacia do Ribeirão João Leite, contribui para o entendimento da relação peixe-habitat em riachos, que é uma importante abordagem da ecologia de assembleias (Ward e Tockner 2001, Su et al. 2004).

Além disso, quando observado as diferenças significativas da qualidade ambiental, entre os pontos amostrais impactados e os não impactados, demonstradas pelas variáveis ambientais quantitativas (hidrogeomorfológicas e físico-químicas), qualitativas (variedade de substrato) e impactos ambientais (pastagem) nas análises estatísticas neste estudo, presentes ao longo da sub-bacia do Ribeirão João Leite, podem servir como subsidio para futuras decisões em projetos de planos de manejos e conservação que objetivem a diminuição dessas atividades nesta região, isto porque com o aumento dessas haveria mudanças nas variáveis e consequentemente na assembleia de peixes.

REFERÊNCIAS

- Abes, S. S. & A. A., Agostinho. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia*, 445: 217-227.
- Araújo, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usano a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Rev. Brasil. Biol.*, 58(4): 547-558.
- Araujo, F. G., Fichberg, I., et al. 2003. A Preliminary Index of Biotic Integrity for Monitoring the Condition of the Rio Paraiba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526.
- Arunachalam, M. 2000. Assemblage structure of stream fishes in the Western Ghats (India). *Hydrobiologia*. 430: 1–31.
- Bain M. B., Finn J. T. & Booke H. E. (1985) Quantifying stream substrate for habitat analysis studies. *North American Journal of Fisheries Management* **5**: 499–506.
- Bart, H. L. 1989. Fish habitat association an Ozark stream. *Environment Biology of Fishes*, 24: 173-186.

- Beamisha, F. W. H., R. B., Beamisha & S. L. H., Limc. 2003. Fish assemblages and habitat in a Malaysian blackwater peat swamp. *Environmental Biology of Fishes*, 68:1–13.
- Bhat, A. 2004. Patterns in the distribution of freshwater fishes in rivers of Central Western Ghats, India and their associations with environmental gradients. *Hydrobiologia*, 529: 83–97.
- Bojsen, B. H. & R., Barriga 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biol.*, 47: 2246-2260.
- Braga, F. M de S. & P. de M., Andrade. 2005. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, 95(2):121-126.
- Brigante, J. & E. L. G., Espíndola. 2003. *Limnologia Fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. RIMA: 255pp.
- Camargo, A. F. M., R. A. R., Ferreira, A., Schiavetti & L M. A., Bini. 1996. Influence of Physiographic and Human Activity on Limnological Characteristics of Lotic Ecosystems of the South Coast of São Paulo, Brazil. *Acta Limnológica Brasiliensia*, 8: 231-243.
- Casatti, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper paraná river basin, southeastern brazil. *Braz. J. Biol.*, 64(4): 757-765
- Casatti, L. 2005. Fish assemblage in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*, v.5-n1.
- Castro, R. M. C. & L., Casatti. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Parana River basin, southeastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, 7: 337-352.
- Castro, R. M. C., L., Casatti, H. F., Santos, A. L. A., Melo, L. S. F., Martins, K. M., Ferreira, F. Z., Gibran, R. C., Benine, M., Carvalho, A. C., Ribeiro, T. X., Abreu, F. A., Bockmann, G. Z., Pelicão, R., Stopiglia & F., Langeani. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, v4(n1): 1-12.
- Davies, N. M., R. H., Norris & M. C., Thoms. 2000. Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. *Fresh Biol.*, 45: 343-369.
- Dolédec, S. & D., Chessel. 1994. Co-inertia analysis na alternative method for studying species-environment relationships. *Fres. Biol.*, 31: 277-294.
- Eros, T. & G. D., Grossman. 2005. Effects of within-patch habitat structure and variation on fish assemblage characteristics in the Bernecei stream, Hungary. *Ecology of Freshwater Fish*, 14:256-266.
- Faulkner, H. & G. H., Copp. 2001. A model for accurate drift estimation in streams. *Freshwater Biol.*, 46: 723-733.

- Ferreira, C. E. L., J. E. A., Gonçalves & R., Coutinho. 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes*, 61: 353–369.
- Feyrer, F. & M. P., Healey. 2003. Fish community structure and environmental correlates in the highly altered southern Sacramento-San Joaquin Delta. *Environmental Biology of Fishes*, 66: 123–132.
- Fialho, A. P., L. G., Oliveira, F. L., Tegerina-Garro & L. C., Gomes. 2007. Fish assemblages structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5 (1): 53-60.
- Gafny, S., M., Goren & A., Gasith. 2000. Habitat condition and fish assemblage structure in a coastal mediterranean stream (Yarqon, Israel) receiving domestic effluent. *Hydrobiologia*, 422/423: 319–330.
- Gauch, J. H. G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University, 1^a Ed. U.S.A.: 298.
- Gorshkov, V. G., A. M., Makarieva & V. V., Gorshkov. 2004. Revising the fundamentals of ecological knowledge: the biota–environment interaction. *Ecological Complexity*, 1: 17–36.
- Grenouillet, G., D., Pont & C., Hérisse. 2004. Within-basin fish assemblage structure: the relative influence of habitat versus stream spatial position on local species richness. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 61: 93–102.
- Grossman, G. D., P. B., Moyle & J. O., Whitaker JR. 1982. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *The American Naturalist*, 120: 423-454.
- Growns, I., P. C., Gehrke, K. L., Astles & D. A., Pollard. 2003. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury-Nepean River system. *Fisheries Manage*, 10: 209-220.
- IBGE. 1977. *Geografia do Brasil-Região Centro-Oeste*, 4: 364.
- Inoue, M. & S., Nakano. 2001. Fish abundance and habitat relationships in forest and grassland streams, northern Hokkaido, Japan. *Ecological Research*, 16, 233–247.
- Jackson, D. A., P. R., Peres-Neto & J. D., Olden. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 157-170.
- Johnson, W. C. 2002. Riparian vegetation diversity along regulated rivers: contribution of novel and relict habitats. *Freshwater Biol.*, 47: 749-759.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of Biotic Integrity using fish communities. *Fisheries*. 6: 21-27.

- Koel, T. M. & J. J., Peterk. 2003). Stream fish communities and environmental correlates in the Red River of the North, Minnesota and North Dakota. *Environmental Biology of Fishes*, 67: 137–155.
- Kuusemets, A. Ü. & V., Mander. 2002. Nutrient flows and management of a small watershed. *Landscape Ecology*. 17 (Suppl. 1): 59–68.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo: 534.
- Magalhães, M. F., P., Beja, C. Canas & M. J., Collares-pereira. 2002. Functional heterogeneity of dry-season fish refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. *Freshwater Biol.*, 47: 1919-1934.
- Marsh-Matthews, E. & W. J., Matthews. 2000. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States?. *Ecology Freshwater Fish*, 9: 9-21.
- Matthews, W. J. & L. G. M., Hill. 1980. Habitat partitioning in the fish community of a southwestern river. *Southwestern Naturalist*, 25: 51-66.
- Oberdorff, T., D., Pont, B., Hugueny & J-P., Porcher. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biol.*, 47: 1720-1734.
- Paperno, R. & R. B., Brodie. 2004. Effects of environmental variables upon the spatial and temporal structure of a fish community in a small, freshwater tributary of the Indian River Lagoon, Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61: 229-241.
- Patterson, K. C., R., Darby, C., Gavaris, S., Kell, L., Lewy, P., Mesnil, B., Punt, A., Restrepo, V., Skagen, W., Dankert & S., Gunnar. 2001. Estimating uncertainty in fish stock assessment and forecasting. *Fish Fisheries*, 2: 125-157.
- Pavanelli, C. S & É. P., Caramaschi. 2003. Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper rio Paraná basin. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Vol.46, n. 2 : pp. 271-280.
- Pavanelli, C. S., da Graça, W. J., Cláudio, H., Zawadzki1, H. A., Britski, A. P., Vidotti, G. S., Avelino, S., Veríssimo. 2007. Fishes from the Corumbá Reservoir, Paranaíba River drainage, upper Paraná River basin, State of Goiás, Brazil. *Check List*, 3(1).
- Pinto, B., Araujo, F. G. & R., Hughes. 2006. Effects of Landscape and Riparian Condition on a Fish Index of Biotic Integrity in a Large Southeastern Brazil River. *Hydrobiologia*, 556: 69-83.
- Poff, N.L. & Allan, J.D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76: 606–627.

- Pyron, M. & T. E., Lauer. 2004. Hydrological Variation and Fish Assemblage Structure in the Middle Wabash River. *Hydrobiologia*, 525: 203-213.
- Rabeni, C. F. 2000. Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams. *Hydrobiologia*, 422/423: 245–256.
- Reynolds, C. S. 1998. O state of freshwater ecology. *Freshwater Biol.*, 39: 741-753
- Reis, R. E., S. O., Kullander & S. J., Ferraris. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Rio Grande do Sul. EDIPUCRS, 742.
- Rubin de Rubin, J. 2003. Sedimentação quaternária, contexto paleoambiental e interação antrópica nos depósitos aluviais do Alto rio Meia Ponte – Goiás – GO. Tese de Doutorado. Universidade de Rio Claro. São Paulo. 279.
- Sabater, F., A., Butturini, E., Marti, I., Munoz, A., Romani, J., Wray & S., Sabater. 2000. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *Jornal of the North American Benthological Society*, 19: 609-620.
- Sheldon, A. L. & G. K., Meffe. 1995. Path analysis of collective properties and habitat relationships of fish assemblages in coastal plain streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52: 23-33.
- Silvano, R. A. M., B. D. D., Amaral & O. T., Oyakawa. 2000. Spatial and temporal patterns of diversity and distribution of the Upper Juruá River fish community (Brazilian Amazon). *Environmental Biology of Fishes*, 57: 25–35.
- Snyder, C. D., J. A., Young, R., Villella & D. P., Lemarié. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology*, 18: 647–664.
- Su, F., C., Zhou, V., Lyne, Y., Du & W., Shi. 2004. A data-mining approach to determine the spatio-temporal relationship between environmental factors and fish distribution. *Ecological Modelling*, 174: 421-431.
- Sutherland, A. B., J. L., Meyer & E. P., Gardiner. 2002. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. *Freshwater Biol.*, 47: 1791-1805.
- Taylor, C. M. 2000. A large-scale comparative analysis of riffle and pool fish communities in an upland stream system. *Environmental Biology of Fishes*, 58: 89–95.
- Tejerina-Garro, F. L., M., Maldonado, C., Ibañez, D., Pont, N., Roset & T., Oberdorff. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 91-108.
- Tejerina-Garro, F. L. & B., De Mérona. 2001. Spatial variability of biotic and abiotic factors of the aquatic habitat in French Guiana. *Regulated Rivers. Research & Management*. 17: 157-169.

- Tejerina-Garro, F. L. R., Fortin & M. A., Rodriguez. 1998. Fish community in relation a environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes* 51:399-410.
- Thioulouse, J., D., Chessel, S., Dolédec, J-M., Olivier, F., Goreaud & R. Pelessier 2001. *Ecological data analysis : exploratory and Euclidan methods in Environmental Sciences*. Version 2001. CNRS 1995-2001.
- Uieda, V. S. & M. G., Barretto. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Zoociências*, 1: 55-67.
- Vilella, F. S.; G. B., Fernando & M. H., Sandra. 2002. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest River in Southern Brazil. Vol.45, N. 2 : pp. 223 - 232.
- Vorwerk, P. D., A. K., Whitfield, P. D., Cowley & A. W., Paterson. 2003. The influence of selected environmental variables on fish assemblage structure in a range of southeast African estuaries. *Environmental Biology of Fishes*. 66: 237–247.
- Ward, J. V. & K., Tockner. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biol.*, 46: 807-819.
- Wickham, J. D., T. G., Wade, K. H., Riitters, R. V., O’neill, H., Smith, J., Smith, E.R., K.B., Jones, & A.C., Neale. 2003. Upstream-to-downstream changes in nutrient export risk. *Landscape Ecology*, 18: 195–208.
- Zavala-Camin, L. A. 1996. *Introdução aos Estudos sobre Alimentação Natural em Peixes*. Editora da Universidade Estadual de Maringá - EDUEM. 129.

4 ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE BASEADO NA ASSEMBLEIA DE PEIXES (IBP) PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL NO ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ, BRASIL CENTRAL

RESUMO

Neste estudo foi realizada uma adequação do Índice Baseado na Assembleia de Peixe (IBP), tendo como subsídio o conhecimento da relação peixe-habitat, para o alto da bacia do rio Paraná. As coletas das variáveis ambientais quantitativas, descrição das variáveis qualitativas e amostragem da assembleia de peixes (captura com pesca elétrica) foram realizadas em duas campanhas, nos períodos de estiagens entre os anos de 2005 e 2006, nas 53 estações distribuídas em 34 riachos. A priori, para elaboração do IBP, 12 das 53 estações foram consideradas preservadas e 41 não preservadas, os descritores considerados da assembleia de peixes são constituídos de: globais (CPUE, abundância, equitabilidade e Índice de Simpson, riquezas específicas das famílias e grupos tróficos), taxonômicos (famílias), tróficos (níveis tróficos). As variáveis ambientais consideradas foram 23 (entre qualitativas e quantitativas). Inicialmente verificou-se o pressuposto de normalidade, para os dados das 23 variáveis ambientais e os 51 descritores das 53 estações, em seguida a transformação daqueles que não atingiram o pressuposto. Para diminuir a colinearidade e selecionar os descritores da assembleia de peixes e as variáveis ambientais significativas ($p < 0,05$), foi realizada análise estatística do tipo regressão múltipla (stepwise) para as 12 seções (preservadas). Em seguida, considerando-se os descritores significativos ($p < 0,05$) foi realizado o mesmo processo seletivo para o grupo das 41 estações (não preservadas). Posteriormente, para uma nova seleção, aplicou-se teste de t de Student para os resíduos dos descritores significativos ($p < 0,05$) de ambos os grupos, o resultado foi a utilização de 14 descritores ($p < 0,05$) nos modelos matemáticos finais. Os resíduos, destes 14 descritores, foram estandardizados, para homogeneização do peso de cada descritor, agrupados em seis intervalos de classes (amplitude 0,7) e pontuados de 0 a 5. O resultado obtido do IBP foi significativo, comparando a qualidade ambiental (pontuação) entre as 12 estações preservadas (média = 66,58) e as 41 estações não preservadas (média = 37,61), bem como, para sua validação quando comparado a qualidade ambiental do riacho Taquaral, afluente do reservatório Corumbá, antes e depois do seu enchimento, utilizando os dados da assembleia de peixes coletada em um ponto amostral. Então, pode-se concluir que o IBP é uma ferramenta robusta para se avaliar a qualidade ambiental, de riachos que compõe a bacia do rio Paraná, utilizando dados da assembleia de peixes desse ecossistema.

Palavras-chave: Assembleia de peixes. Rio Corumbá. Rio Taquaral. Regressão múltipla. Preservado.

4 ADAPTATION ON THE INDEX BASED OF THE FISH (IBP) FOR EVALUATION OF ENVIRONMENTAL QUALITY IN THE UPPER BASIN OF THE PARANÁ RIVER, CENTRAL BRAZIL

ABSTRACT

This study aimed to suit the index based on the assemblage of fish (IBP) considering the fish-habitat relationships in the Upper Paraná River Basin. The sampling of quantitative and qualitative environmental variables and fish assemblages (captured with electric fishing gear) were performed in two campaigns, during periods of droughts between the years 2005 and 2006 in 53 stations distributed in 34 streams. *A priori*, 12 of the 53 stations were considered preserved and 41 not preserved. The descriptors of the fish assemblage consist of: global (CPUE, abundance, equitability, and Simpson index, species richness of families and trophic groups), taxonomic (families), trophic (trophic guilds). Initially, there was tested the assumption of normality for data from 23 environmental variables (quantitative and qualitative) and 51 descriptors for the 53 sampling sites, followed by the transformation of those who did not meet the assumption.. To reduce colinearity and select significant ($p < 0.05$) descriptors of the fish assemblage and environmental variables, a multiple regression (stepwise) was performed considering the 12 preserved sampling stations. Subsequently, a new selection was applied considering the significant descriptors and environmental variables on data from 41 non-preserved sampling sites. Afterwards, the Student *t* test was performed on residuals of significant descriptors for both groups and the result was the use of 14 descriptors in the mathematical models. The residuals of the 14 descriptors were standardized aiming weight homogenization of each descriptor, grouped into six classes of intervals (range 0.7) and scored from 0 to 5. The result of the IBP was significant when comparing the environmental quality (score) between the 12 stations preserved (mean = 66.58) and the 41 stations not preserved (mean = 37.61), as well as for their validation using fish data of the Taquaral stream, tributary of the Corumbá River, before and after the filling of the Corumbá dam. It is conclude that the IBP is a robust tool to evaluate the environmental quality of streams that compose the Upper Paraná River Basin using data of the fish assemblage.

Keywords: Fish assemblage. Corumbá River. Taquaral River. Multiple regression. Preservation.

4.1 INTRODUÇÃO

Várias atividades humanas causam alterações nos corpos hídricos, por exemplo o seu uso como hidrovia, represamento para produção de energia e captação de água potável para abastecer cidades (Poff e Allan 1995). Esses tipos de impactos no ecossistema aquático acarretam poluição, maior entrada de material em suspensão devido ao desmatamento, assoreamento, diminuição do volume de água, regulação, mudança no fluxo e conseqüentemente alterações em suas comunidades biológicas (Pringle et al. 2000).

Todas essas atividades e seus efeitos estão presentes nas bacias hídricas do estado de Goiás, e são provenientes do desmatamento, agricultura, urbanização, reservatórios, indústrias, mineração de ouro e introdução de espécies exóticas (Tejerina-Garro 2006b). Fialho et al. (2007) ressaltam que estes e outros tipos de impactos também são comuns na bacia do rio Meia Ponte, da qual a sub-bacia do ribeirão João Leite faz parte, e que nenhum tipo de monitoramento da qualidade ambiental, utilizando assembleia de peixe é realizado, e sim para determinar a qualidade da água (potabilidade) destinada ao consumo humano.

O uso de organismos na avaliação da qualidade ambiental não é recente. Verneaux e Turfféry (1967) propuseram a utilização de macroinvertebrados bentônicos e assembleia de peixes. Posteriormente Karr (1981) propuseram o *Índice de Integridade Biológica* IBI, utilizando a assembleia de peixes para avaliar a saúde ambiental de ecossistema aquático. Essa saúde ambiental, segundo Karr e Dudley (1981), pode ser definida como a capacidade ecológica de um ecossistema natural/preservado manter e suportar seu equilíbrio, e sua comunidade biológica quanto a sua composição específica, diversidade e organização funcional, essa definição pode ser comprovada quando comparada com a saúde daqueles ecossistemas não preservados.

Posteriormente, a proposta de Karr (1981) foi adaptada para outras regiões da América do Norte (Miller et al., 1988), Europa (França; Oberdorff e Hughes 1992), África (República da Guiné; Hugueny et al. 1996) e América do Sul (Venezuela; Gutierrez 1994; Argentina; Hued e Bistoni 2005). No Brasil essa proposta foi aplicada na bacia do rio Paraíba do Sul, (Araújo 2003; Pinto et al. 2006), bacias dos rios Gravataí e Sinos no rio Grande do Sul (Bozzetti e Schulz 2004) e rio Sorocaba (Marciano et al. 2004).

Recentemente, e diante dos resultados positivos dos índices utilizando organismos aquáticos, como referência para avaliação da qualidade ambiental e diversificações dos impactos ambientais observados no meio aquático, estes foram adotados para monitorar a quali-

dade ambiental dos recursos hídricos tanto na América do Norte (Miltner et al. 2004) como na Europa (European Water Framework Directive; Tejerina-Garro et al. 2005).

Entretanto, no Brasil a maioria dos monitoramentos ambientais ocorre apenas no sentido de mensurar as concentrações de determinadas substâncias químicas, como é o caso do *Índice de Qualidade da Água - IQA* (Wooton 1991; Macedo 2001; CONAMA 2005), comparando os seus valores com valores estipulados em normas e leis ambientais (CETESB 1978) visando determinar a potabilidade da água para o consumo humano e não a qualidade do ambiente aquático. Neste último caso, os estudos podem envolver, além da adaptação do IBI de Karr (1981), o desenvolvimento do IPVA (*Índice de Proteção da Vida Aquática*) (Pereira e Lucas, 2003), WQI (*Water Quality Index*) (Simões et al. 2007) e das curvas ABC (*Abundance and Biomass Cumulative*) (Casatti et al. 2006).

Para determinação da qualidade de ambientes aquáticos, Oberdorff et al. (2002) para os rios da França e Tejerina-Garro et al. (2006a) para rios da Guiana Francesa, propuseram uma nova abordagem denominada *Index Basead-Fish* (IFB), no qual o índice não considera os descritores propostos por Karr (1981) e sim os descritores resultantes de análises prévias da interação peixe-habitat. O conhecimento da relação peixe-habitat, em riachos, é importante porque suas assembleias apresentam alta diversidade de espécies, as quais respondem biologicamente de maneira rápida e de diferentes formas, no tempo e no espaço, frente as várias alterações ambientais (naturais ou antropogênicos) (Karr 1981; Oberdorff et al. 2002; Tejerina-Garro et al. 2005).

Neste estudo foi realizada uma adequação dos protocolos metodológicos, propostos por Tejerina-Garro et al. (2006a) para o *Index Base-Fish* (IFB), na elaboração de um índice multimétrico da qualidade ambiental, baseado nas assembleias de peixes, para os riachos localizados no alto da bacia do rio Paraná, especificamente na sub-bacia do ribeirão João Leite, Brasil Central.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 PROTOCOLO DE ADEQUAÇÃO DO ÍNDICE BASEADO PEIXE (IBP)

4.2.1.1 Obtenção dos descritores da assembleia de peixes

Para obtenção dos descritores gerais (A), taxonômicos (B) e tróficos (C) da assembleia de peixes o grupo de dados utilizados foi amostrado em 53 estações (12 preservadas e 41 não preservadas), das quais 22 coletadas no período de estiagem no ano de 2005, para análises

estatísticas identificando padrões dos níveis organizacionais da assembleia peixes e 31 estações coletadas no período de estiagem no ano de 2006, sendo estas últimas distribuídas em 34 riachos compondo a sub-bacia do ribeirão João Leite.

A) Descritores gerais

- Abundância total - foram quantificados o número de indivíduos capturados por espécie e por ponto amostrado (Magurran 2004);
- Riqueza (S) - foram contados o número de espécies por ponto amostrado e por família (Magurran 2004);
- Equitabilidade (Es) – calculada pela fórmula (Magurran 2004): **(Es=Is-1/S-1)**
Onde:
Is = Índice de Diversidade de Simpson; S = riqueza.
- Índice de Diversidade de Simpson; (Is=1/Σpi² onde pi²: é abundância relativa das espécies em i ponto de amostragem) (Magurran 2004).
- Captura por unidade de esforço (CPUE) (Magurran 2004). A coleta foi conduzida por cinco pessoas e teve um período médio de 90 minutos de duração, sendo que cada secção de 50 m foi percorrido três vezes conforme Uieda e Barretto(1999).

Estes descritores têm a sensibilidade de detectar variações nas assembleias de peixes e/ou de identificar o estado de uma mesma assembleia em momentos distintos no espaço e no tempo (Tejerina-Garro et al. 2006a).

B) Descritores taxonômicos

Durante a obtenção dos descritores taxonômicos (abundância e riqueza das famílias) utilizou-se a composição de dados das 53 estações. Com os descritores taxonômicos pode-se determinar a composição quanto ao número de espécies da assembleia de peixes amostrada e avaliar indiretamente a tolerância as alterações ambientais aquáticas e terrestres (Karr 1981).

C) Descritores tróficos

Para identificar os descritores tróficos (abundância e riqueza dos grupos tróficos) considerou-se a composição de dados das 53 estações. As espécies foram categorizadas, de acordo com protocolo adotado no tópico 2 sugerido por Zavala-Camin (1996), em detritívoras (alimentam-se de matéria orgânica em decomposição próxima ao fundo), onívoras (alimentos de origem animal e vegetal), insetívoras (insetos aquáticos e terrestres), herbívoras aquáticas

(vegetais aquáticos, principalmente algas), herbívoras terrestres (vegetais terrestres principalmente folhas) e ictiófagas (se alimentam basicamente de outros peixes).

O estudo dos descritores tróficos de um ecossistema permite estimar: mudanças na dinâmica de produção, no consumo de energia e substituições de níveis tróficos, isto em consequência de alterações ambientais, as quais podem ser nas características físicas, químicas e quali-quantitativas dos recursos alimentares, que geralmente são decorrentes de impactos antropogênicos, como, por exemplo, a utilização desordenada do solo (Karr 1981).

4.2.1.2 Obtenção dos modelos matemáticos

Para obtenção dos modelos matemáticos desenvolveram-se as seguintes etapas: A) teste de normalidade para os dados dos descritores, variáveis quantitativas e qualitativas; B) análise regressão múltipla para os dados das 12 estações preservadas; C) análise regressão múltipla para os dados das 41 estações não preservadas; D) aplicação do teste de t de Student nas médias dos resíduos dos descritores das 12 e 41 estações para uma nova seleção dos descritores; E) elaboração do modelo matemático final; F) agrupamento e pontuação dos resíduos e G) validação do índice.

A) Inicialmente, verificou-se os pressupostos de normalidade (teste de Lilliefors) para cada descritor, variável ambiental qualitativa e quantitativa, transformando-os quando necessário.

B) Posteriormente ao teste de normalidade, para obtenção dos descritores e variáveis ambientais significativas ($p < 0,05$), os dados referentes às 12 estações consideradas preservadas foram submetidos à regressão múltipla (seleção pelo método stepwise). Este método de seleção teve como finalidade a redução da multicolinearidade entre as variáveis ambientais que têm potencial para contribuir ao modelo (Oberdorff e Hughes 1992; Oberdorff et al. 2001; Tejerina-Garro et al. 2006a). Os resultados significativos ($p < 0,05$) e seus resíduos foram usados em análises posteriores.

C) Em seguida, utilizando-se os descritores significativos para as estações preservadas, os dados das 41 estações, não preservadas, foram submetidos a análise estatística similar descrita acima.

D) Após esta etapa, houveram novas seleções dos descritores através da aplicação do teste t de Student, para variáveis independentes, comparando as médias dos resíduos dos mo-

delos significativos resultantes da análise de regressão múltipla das estações preservadas e não preservadas.

E) Para elaboração do modelo final considerou-se os resíduos dos descritores que diferiram significativamente ($p < 0,05$) no teste de t de Student plotados na fórmula descrita abaixo.

MODELO MATEMÁTICO

$$y = \alpha + \beta_1\chi_1 + \beta_2\chi_2 + \dots + \beta_n\chi_n + \varepsilon$$

Onde:

y = descritor das assembleias de peixes;

α = intercepto do modelo;

$\beta_{i..n}$ = coeficientes angulares do modelo;

$x_{i..n}$ = variáveis ambientais;

ε = erro aleatório.

Os parâmetros físico-químicos da água (condutividade, alcalinidade, pH e oxigênio dissolvido) não foram utilizados para a elaboração do IBP, porque estes são susceptíveis as perturbações de origem antropogênicas em processos de curta escala temporal podendo contribuir para obtenção de relações espúrias (Tejerina-Garro et al. 2006a).

F) Para pontuação dos descritores da assembleia de peixes, os resíduos dos modelos finais, das estações preservadas, foram estandardizados (sendo sua média = 0 e desvio padrão = 1), este processo objetiva homogeneizar o peso de cada descritor (Tejerina-Garro et al. 2006a), o mesmo procedimento foi realizado para os resíduos das estações não preservadas.

As médias dos resíduos estandardizadas, dos dois grupos (preservados e não preservados), foram comparadas através de um teste de t de Student de distribuição unilateral e apenas aqueles significativos ($p < 0,05$) entraram para o sistema de pontuação. Posteriormente, os resíduos agrupados em seis intervalos de classes com amplitude de 0,7 e pontuados (em escores) de 0 a 5, ou seja, i) os escores de todos os descritores métricos variam entre 0 e 5; ii) todos os descritores métricos terão a mesma resposta a perturbação; e iii) os escores estão associados com o erro tipo I de probabilidades.

G) Os dados utilizados para validação, do Índice Baseado na Assembleia de Peixes (IBP), são referentes a assembleia de peixes coletada no riacho Taquaral afluente do reserva-

tório Corumbá, pertencente a bacia o rio Paranaíba, na qual está localizada a sub-bacia do ribeirão João Leite. A seleção dos dados foi realizada pela equipe do Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) da Universidade Estadual de Maringá. A cada 3 meses procederam-se as coletas durante a fase pré-enchimento (A) do reservatório e pós-enchimento (P). Esse tipo de impacto ambiental altera as assembleias de peixes tanto no reservatório que se formará, quanto nos riachos da área de influência (Tejerina-Garro et al. 2006a).

Cinco são as etapas, para validação do IBP, a serem realizadas: A) identificar os 14 descritores, determinados para a assembleia de peixes da sub-bacia do ribeirão João Leite, entre os dados da assembleia de peixes coletados no riacho Taquaral, B) realizar os testes de normalidade dos 14 descritores encontrados para a assembleia de peixes do riacho Taquaral, C) aplicar regressão múltipla aos dados dos descritores fase pré (A) e pós-enchimento (P), D) em seguida, estandardizar os resíduos (médias = 0 e desvio padrão = 1), da fase pré e pós-enchimento, E) em seguida aplicar teste t de Student comparando as médias dos resíduos das duas fases e agrupa-los em seis intervalos, com amplitude de 0,7 a cada intervalo e estipular os escores de acordo com o padrão da tabela de pontuação dos descritores da assembleia de peixes da sub-bacia do ribeirão João Leite.

4.3 RESULTADOS

Os testes de normalidades, análises de regressão múltipla e teste de “t”, realizados para as 12 estações preservadas (P) e as 41 não preservadas (NP), demonstraram que do total de 51 descritores das assembleias de peixes da sub-bacia do ribeirão João Leite (Tabela 1) e 25 variáveis ambientais selecionadas a priori para caracterizar as 53 estações coletas (Tabela 2), 14 descritores (Índice de diversidade de Simpson, Equitabilidade, abundâncias e número de espécies das famílias Callichthyidae, Curimatidae, Genera Incertae Sedis in Characidae, Gymnotidae e grupo trófico detritívoros, abundância de Sternopigidae e número de espécies de Heptapteridae) e 17 variáveis ambientais (lama, areia do substrato, cascalho do substrato, folha do substrato, tronco e rocha do substrato, temperatura da água, velocidade da correnteza, largura das margens, profundidade, pastagem, árvores, arbustos, areia da margem, folha da margem, rocha da margem e cascalho da margem) apresentaram modelos de regressão múltipla significativos compondo o IBP (Tabela 3). Em seguida os resíduos equivalentes aos escores dos modelos finais foram agrupados em seis intervalos, com amplitude de 0,7 a cada in-

tervalo e estipulou-se escores de acordo com o padrão da tabela de pontuação dos descritores da assembleia de peixes da sub-bacia do ribeirão João Leite (Tabela 4).

Para validação do IBP, os resultados obtidos demonstraram diferenças significativas quanto aos escores entre as fases amostradas pré-enchimento (A; média = 45,12) e pós-enchimento do reservatório (P; média = 41,40). Cabe ressaltar que, diferentemente do ribeirão João Leite onde as amostragens foram realizadas em um número alto de estações (53), no riacho Taquaral as coletas eram realizadas apenas em uma secção, e mesmo assim o IBP foi eficiente e sensível o suficiente para detectar as pequenas diferenças da qualidade ambiental entre as fases de pré e pós-enchimento (Tabela 6). Os escores dos descritores, referentes a cada mês, foram somados e os resultados são os índices avaliadores da qualidade ambiental baseado nas assembleias de peixes (IBP) do córrego Taquaral, individual e por fases (anterior e posterior ao enchimento) (Tabela 5).

Os resultados obtidos, tanto para os descritores da sub-bacia do ribeirão João Leite e o afluente de Corumbá quatro (córrego Taquaral), assim como, as variáveis ambientais do primeiro, contribuíram de maneira significativa para explicar a qualidade ambiental das respectivas análises. O IBP para a sub-bacia do ribeirão João Leite demonstrou diferença significativa entre as estações preservadas (média = 66,58) e as não preservadas (média = 37,61) (Tabela 6). Essa diferença ficou evidente na comparação das médias (teste t de Student) dos resíduos das regressões múltiplas entre descritores e variáveis ambientais (Tabela 7). Estes resultados demonstram diferenças na qualidade ambiental e podem ser observados nos valores médios do Índice Baseado-Peixe (IBP), entre as estações preservadas e não preservadas (Figura 1). Resultados semelhantes podem ser observados para o córrego Taquaral na figura 2.

Tabela 1. Descritores (tipo, nome e símbolo) das assembleias de peixes com as respectivas transformações realizadas para atingir o pressuposto de normalidade. As letras nt significam que o descritor não foi transformado.

Descritor	Tipo	Nome	Símbolo	Transformação
Geral		Abundância individual	abund	raiz quadrada
		CPUE	CPUE	X^{-2}
		Equitabilidade	E	$X^{-0,9}$
		Riqueza	Rz	X^3
		Índice de diversidade de Simpson	S	X^{-2}
Taxonômico	Abundância das famílias	Sternopygidae	ster	nt
		<i>Genera Incertae Sedis in Characidae(GISC)</i>	gencha	nt
		Cichlidae	cichl	nt
		Characidae	char	nt
		Acestrorhynchidae	acest	nt
		Cetopsidae	cetop	nt
		Heptapteridae	hepta	nt
		Loricariidae	loric	nt
		Anostomidae	anas	binário
		Callichthyidae	calli	binário
		Curimatidae	curim	binário
		Erythrinidae	erythr	binário
		Gymnotidae	gymn	binário
		Parodontidae	parod	binário
		Poecilidae	poec	binário
Synbranchidae	synb	binário		
Grupo trófico	Abundância dos grupos tróficos	Carnívoros	carn	nt
		Herbívoros aquáticos	heraq	nt
		Insetívoros	inset	cos (2,1)
		Detritívoros	det	binário
		Herbívoros terrestres	herte	binário
		Ictiófagos	icti	cos (1)
		Omnívoros	omn	cos (-0,1)
Taxonômico	Riqueza das famílias	Sternopygidae	Rzster	-
		<i>Genera Incertae Sedis in Characidae(GISC)</i>	Rzgencha	raiz quadrada
		Cichlidae	Rzcichl	nt
		Characidae	Rzchar	nt
		Acestrorhynchidae	Rzacest	nt
		Cetopsidae	Rzcetop	nt
		Heptapteridae	Rzhepta	nt
		Loricariidae	Rzloric	nt
		Anostomidae	Rzan	raiz quadrada
		Callichthyidae	RZcal	raiz quadrada
		Curimatidae	RZcur	raiz quadrada
		Erythrinidae	RZery	raiz quadrada
		Gymnotidae	Rzgymn	raiz quadrada
		Parodontidae	RZpar	raiz quadrada
		Poecilidae	Rzpoec	raiz quadrada
Synbranchidae	RZsyn	raiz quadrada		
Grupo trófico	Riqueza dos grupos tróficos	Carnívoros	Rzcarn	nt
		Herbívoros aquáticos	Rzheraq	nt
		Insetívoros	Rzinset	raiz quadrada
		Detritívoros	Rzdet	binário
		Herbívoros terrestres	Rzherte	cos (1)
		Ictiófagos	Rzicti	binário
		Omnívoros	Rzomn	raiz quadrada

Tabela 2. Lista das variáveis ambientais, seus símbolos e transformações utilizadas para atingir os pressupostos de normalidade. As letras nt significam que a variável não foi transformada.

Tipo	Variável	Símbolo	Transformação
Qualitativa	Cascalho (substrato)	casclub	nt
	Folha (substrato)	folhsub	nt
	Tronco (substrato)	tronclub	nt
	Areia (substrato)	areaisub	nt
	Rocha (substrato)	roclub	nt
	Lama (substrato)	lamsub	nt
	Rocha (margem)	rocm	nt
	Areia (margem)	arem	nt
	Cascalho (margem)	casclub	nt
	Argila (margem)	argm	nt
	Folha (margem)	folham	nt
	Sem cobertura	s/cobert	nt
	Grama	grama	nt
	Arbusto	arbusto	nt
	Árvore	arvore	nt
	Sem inclinação	s/incl	nt
	Pouca inclinação	poucincl	nt
	Muita inclinação	muincl	nt
	Pasto	pas	sen(-0,4)
Quantitativa	Profundidade	prof	X ⁻¹
	Largura	larg	X ⁻⁵
	Luminosidade	lum	X ^{-0,4}
	Temperatura da água	t°Ag	sen(0,4)
	Velocidade	velc	x ^{-1,5}

Tabela 3. Modelos de regressão múltipla dos descritores das assembleias de peixes (variável resposta) e as variáveis ambientais (variáveis explanatórias) das 53 estações amostradas nos 34 riachos formadores da bacia do ribeirão João Leite, Goiás, Brasil. Os símbolos correspondem às variáveis listadas na Tabela 3.

Descritores	Modelo de regressão múltipla	P	Normalidade (teste de Lilliefors)
Diversidade de Simpson	$2,700+(32,8*\text{roclub})+(105047,5*\text{pas})$	0,0229	0,2214
Equitabilidade	$1,25+(0,13*\text{prof})-(1530,09*\text{pas})+(0,67*\text{folhsub})+(0,86*\text{areiasub})$	0,0001	0,2991
ABUNDÂNCIA			
Callichthyidae	$-0,015+(0,04*\text{prof})+(0,51*\text{TAg})+(0,308*\text{lamsub})-(0,382*\text{tronclub})+(0,3090*\text{arvore})+(1,34*\text{veloc})-(0,513*\text{casclub})$	0,0001	0,1485
Curimatidae	$-0,439+(0,02*\text{larg})+(0,202*\text{folhm})-(0,223*\text{roclub})$	0,0060	0,4200
<i>GISC</i>	$195-(25*\text{arbusto})-(156601*\text{pas})+(31*\text{casclub})-(3*\text{larg})-(5*\text{prof})-(36*\text{lamsub})+(28*\text{folhm})$	0,0016	0,5361
Gymnotidae	$-0,18+(0,98*\text{casclub})+(0,522*\text{lamsub})$	0,0191	0,3445
Sternopygidae	$0,50+(1,45*\text{casclub})-(2,65*\text{veloc})-(0,93*\text{rocm})$	0,0288	0,4854
Detritívoros	$0,52+(0,37*\text{areiam})-(0,32*\text{arbusto})$	0,0207	0,4687
RIQUEZA			
Callichthyidae	$-0,015+(0,04*\text{prof})+(0,51*\text{tag})+(0,308*\text{lamsub})-(0,382*\text{tronclub})+(0,3090*\text{arvore})+(1,34*\text{veloc})-(0,513*\text{casclub})$	0,0001	0,5361
Curimatidae	$-0,439+(0,02*\text{larg})+(0,202*\text{folhm})-(0,223*\text{roclub})$	0,0060	0,5361
<i>GISC</i>	$195-(25*\text{arbusto})-(156601*\text{pas})+(31*\text{cassub})-(3*\text{larg})-(5*\text{prof})-(36*\text{lamsub})+(28*\text{folhm})$	0,0123	0,1485
Gymnotidae	$-0,18+(0,98*\text{casclub})+(0,522*\text{lamsub})$	0,0191	0,3445
Heptapteridae	$0,023+(0,570*\text{lamsub})$	0,0017	0,3121
Detritívoros	$0,52+(0,37*\text{areiam})-(0,32*\text{arbusto})$	0,0207	0,4687

Tabela 6. Escores de cada descritor das assembleias de peixes e os valores do Índice de Integridade Biológica (IBP), para as 53 estações amostradas nos 34 riachos formadores da sub-bacia do ribeirão João Leite, Goiás, Brasil. Consultar a Tabela 2 para verificar os significados dos símbolos dos descritores P = preservadas; NP = Não preservadas.

Local	Estado de preservação	Descritores das assembleias de peixes													TOTAL	
		calli	curim	det	e	genchar	gym	rzcalli	rzcurim	rzdet	rzgenchar	rzgym	rzhepta	s		ster
Barreio	P	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	70	
Barreiro 1	P	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3	5	68	
Cana brava	P	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	0	5	65	
Cana brava 2	P	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	2	66	
Carapina	P	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	2	5	67	
Carapina 1	P	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	69	
Carapina 2	P	5	5	5	5	0	5	5	5	5	5	5	3	5	63	
Macaúba 1	P	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	0	64	
Macaúba 2	P	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	2	67	
Macaúba 3	P	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	70	
Macaúba B	P	5	5	5	5	1	5	5	5	5	5	5	4	5	65	
Tamanduá	P	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	0	5	65	
Bandeira	NP	3	3	2	3	0	2	3	3	2	3	2	0	5	31	
Bandeira 2	NP	3	3	2	3	1	3	3	3	2	2	3	0	5	35	
Barreiro 2	NP	3	3	3	3	0	2	3	3	3	3	2	3	5	38	
Barreiro dos Pedros	NP	3	3	2	2	3	2	3	3	2	3	2	0	5	34	
C1	NP	3	3	1	3	1	3	3	3	1	3	3	1	5	34	
Cambará	NP	2	3	3	3	3	1	2	3	3	1	1	2	5	34	
Cedro	NP	3	3	2	2	2	2	3	3	2	3	1	0	2	31	
Cunha	NP	3	3	2	3	1	3	3	3	2	3	3	0	5	36	
Descoberto	NP	3	2	3	3	1	2	3	2	3	3	2	2	5	36	
Descoberto 2	NP	3	3	3	3	0	3	3	3	3	2	3	2	5	38	
Fundão	NP	3	3	2	2	0	3	3	3	2	3	3	2	5	37	
Fundão 1	NP	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	5	44	
Gamela	NP	3	3	3	3	0	3	3	3	3	2	3	3	5	40	
Genipapo	NP	3	3	3	3	0	3	3	3	3	3	3	0	5	38	
Genipapo 2	NP	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	41	
Gram A	NP	3	3	3	3	0	2	3	3	3	2	2	2	5	37	
Gram B	NP	3	3	2	2	3	3	3	3	2	3	3	0	5	38	
Gueirobal	NP	3	3	2	3	2	3	3	3	2	3	3	3	5	40	
Intendência	NP	2	3	3	2	2	2	2	3	3	1	2	2	5	33	
Invernada	NP	3	3	3	0	0	2	3	3	3	2	2	2	0	3	29
Jurubatuba	NP	2	2	3	3	1	2	2	3	3	3	2	2	5	0	33
Lama	NP	3	3	3	2	0	3	3	3	3	3	3	2	5	2	38
Macaquinho 1	NP	3	3	2	3	1	3	3	3	2	3	3	0	5	3	37
Macaquinho 2	NP	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	5	3	43
Mato Grosso	NP	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3	2	3	5	2	40
Maria Paula	NP	3	3	3	2	1	2	3	3	3	3	2	2	5	3	38
Olaria	NP	3	3	3	2	3	2	3	3	2	3	2	0	5	3	37
Olaria 1	NP	3	3	2	3	3	3	3	3	2	3	3	1	5	2	39
Olaria 2	NP	3	3	2	3	3	2	3	3	2	3	2	3	5	3	40
Onça	NP	3	3	2	3	1	3	3	3	2	3	3	3	3	3	38
Palmito	NP	3	3	3	3	1	3	3	3	3	2	3	3	5	0	38
Palmito 2	NP	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	5	3	43
Pedra	NP	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	0	5	3	40
Pedreira	NP	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3	2	3	5	2	40
Poções	NP	3	3	3	3	0	2	3	3	3	3	2	2	5	2	37
Posse	NP	3	3	3	2	0	3	3	3	3	2	3	0	5	2	35
Rosa	NP	2	3	3	3	0	2	2	3	3	3	2	0	5	2	33
Sapato	NP	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	5	3	43
Sn 1	NP	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	1	5	3	41
Sn 2	NP	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	5	3	43
Sn 3	NP	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	2	5	3	42

Tabela 7. Médias, desvios padrão (SD) e resultados do teste *t* de Student ($P < 0,05$) dos resíduos dos modelos dos descritores das estações preservadas e não preservadas, dos 34 riachos formadores da sub-bacia do ribeirão João Leite, Goiás, Brasil.

DESCRITOR	PRESERVADAS		NÃO PRESERVADAS		P
	MEDIA	SD	MEDIA	SD	
Índice de Simpson	0,275	0,207	0,908	0,983	0,003
Equitabilidade	0,001	0,001	0,276	0,308	0,003
GENCHAR	0,592	0,567	0,792	0,597	0,016
RZGENCHAR	0,006	0,008	0,271	0,236	0,000
RZHEPTAP	0,326	0,355	0,707	0,497	0,017
STER	0,148	0,238	0,483	0,450	0,017
CALLI	0,002	0,002	0,176	0,135	0,000
RZCALLI	0,002	0,002	0,176	0,135	0,000
CURIM	0,002	0,002	0,135	0,121	0,000
RZCURIM	0,002	0,002	0,135	0,121	0,000
GYM	0,002	0,002	0,327	0,205	0,000
RZGYM	0,002	0,002	0,327	0,205	0,000
RZDET	0,001	0,002	0,281	0,209	0,000
DET	0,001	0,002	0,281	0,209	0,000

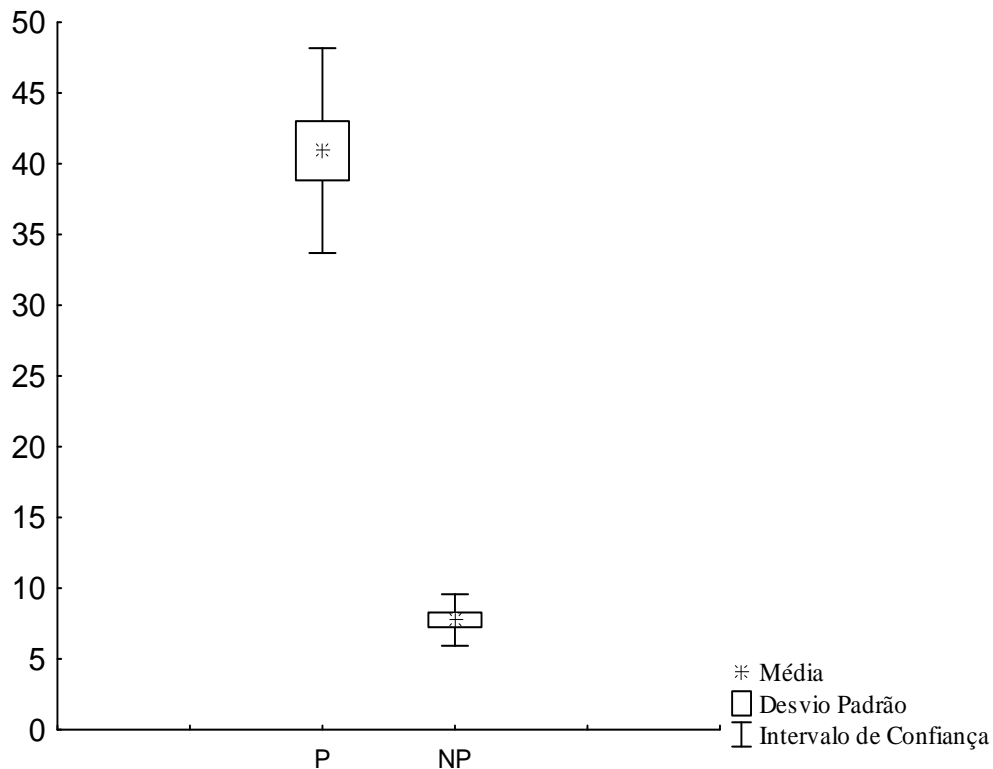


Figura 1. Médias, desvios padrão e intervalo de confiança dos valores dos resíduos das estações preservadas (P) e não preservadas (NP) dos 34 riachos formadores da sub-bacia do ribeirão João Leite, Goiás, Brasil.

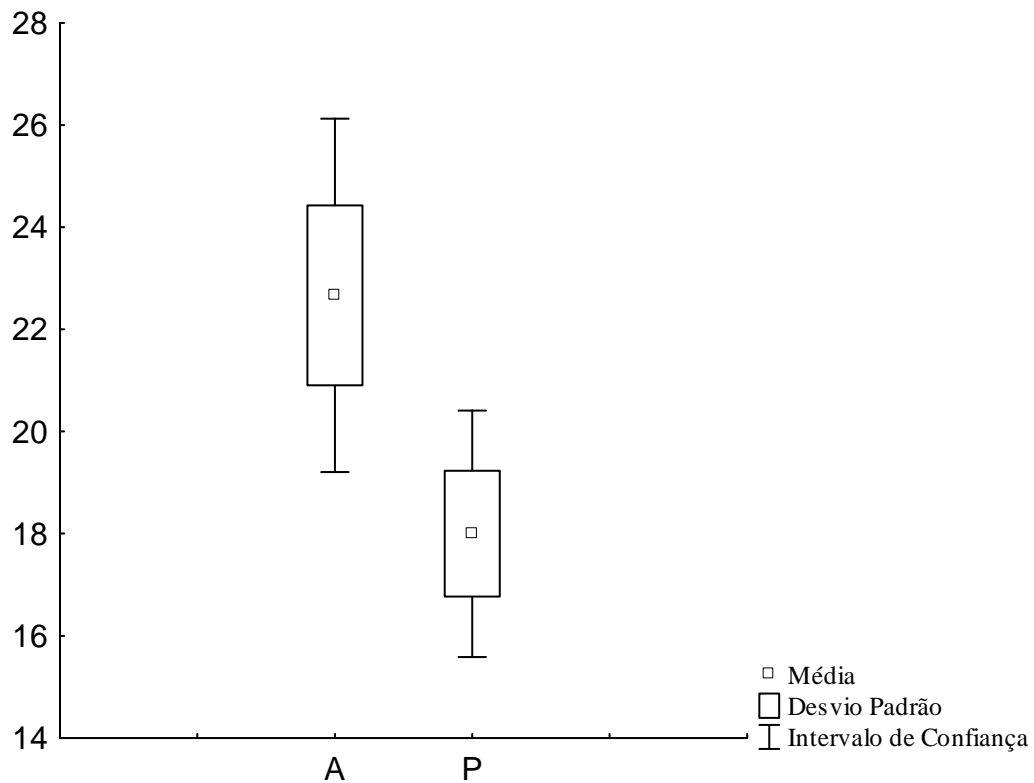


Figura 2. Médias, desvios padrão e intervalo de confiança dos valores dos resíduos das fases pré (A) e pós-enchimento (P), referentes a assembleia de peixes coletada no córrego Taquaral, formador do reservatório de Corumbá, afluente localizada na região sul do estado de Goiás, Brasil.

4.4 DISCUSSÃO

A ocupação do homem, nos diferentes ecossistemas (terrestre e aquático), traz como consequências alterações da qualidade ambiental (p. e., desmatamento, poluição química e orgânica, assoreamento de córregos e rios) afetando assim os organismos, notadamente as assembleias de peixes (Casatti 2004, Cunico et al. 2006), podendo levá-las ao desaparecimento aparente ou à diminuição da abundância de algumas espécies (Casatti et al. 2006).

Neste sentido, para avaliação das alterações ambientais existem diferentes formas. Wootton (1991) relata que o enfoque dado as diferentes formas de análise da qualidade da água objetiva estipular sua potabilidade para o consumo humano, e que geralmente utiliza-se parâmetros físico-químicos (condutividade, pH, temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e turbidez) sem considerar a biota aquática. Porém, quando usa-se somente estes tipos de parâmetros para avaliar a qualidade da água, esta é pontual não retratando a realidade do ambiente, então havendo necessidade de aumentar sua eficiência utilizando indicadores da biota aquática (Castro e Casatti 1997; Smith et al. 1997). Neste caso os peixes são uma opção (Karr

1981; Araújo 1998; Tejerina-Garro et al. 2006a; Vieira e Shibatta 2007), como é a proposta desse estudo, assim como os macroinvertebrados bentônicos (Bispo e Oliveira 2002; Moya et al. 2007; Baptista et al. 1998).

A utilização de organismos aquáticos, mais especificamente os peixes, em programas de avaliação da qualidade de ecossistemas aquáticos (Siligato e Bohmer 2002; Bohmer et al. 2004), representam um avanço nos métodos de avaliação da qualidade ambiental em ecossistemas modificados por atividades antropogênicas (Barbour et al. 1999). É esta abordagem de avaliação da qualidade ambiental utilizada neste estudo. No entanto, Oberdorff et al. (2001) destaca que nesta abordagem são muitas as dificuldades encontradas para se elaborar um índice, sendo a principal delas a definição das condições ambientais que caracterizem os locais de amostragem considerados referências (preservados). Aliado a isto outras dificuldades são encontradas como: a obtenção a priori de conhecimento sistematizado sobre a relação peixe-habitat (Bojsen e Barriga 2002; Inoue e Nunokawa 2002), a determinação da variabilidade da assembleia de peixes no tempo (Lekve et al. 2002; Tejerina-Garro et al. 2005) e numa escala local e regional (Bojsen e Barriga 2002; Mebane et al. 2003), principalmente, para rios e riachos sul-americanos (Bozzetti e Schulz 2004; Braga 2004; Pinto et al. 2006; Vieira e Shibatta 2007).

Entre as dificuldades mencionadas anteriormente, para adaptação do Índice Baseado na Assembleia de Peixes (IBP) para a sub-bacia do ribeirão João Leite, estão: i) a avaliação dos poucos e pequenos fragmentos de áreas consideradas preservadas que na maioria das vezes localizavam-se dentro de propriedades particulares ou no Parque Ecológico Altamiro de Moura Pacheco (Tejerina-Garro 2006b), onde localizam-se as 12 estações consideradas preservadas, e ii) o pouco conhecimento sobre a história das assembleias de peixes locais e sua relação com seus habitats (Fialho et al. 2007).

Autores como Hughes et al. (1998), Graça et al. (2001) e Mebane et al. (2003) também destacam que a história e a relação das assembleias de peixes com seus habitats estão ligadas aos descritores como riqueza de espécies total, abundância, número de espécies de Anostomidae e grupos tróficos (número individual de piscívoras, invertívoras aquáticas, invertívoras terrestres e número de espécies de detritívoras e onívoras), isto porque eles podem responder perfeitamente às alterações ambientais causadas por atividades antropogênicas.

O conhecimento da relação peixe-habitat foi obtido no tópico 2 e considerado para escolha dos 51 descritores da assembleia de peixes das 53 estações amostradas para adaptação do IBP para a sub-bacia do ribeirão João Leite. Deste total, 14 foram selecionados pela análise

de regressão múltipla para integrar o IBP neste estudo. Já na elaboração do IBP para rios da Guiana Francesa dos 54 descritores da assembleia de peixes 28 foram selecionados (Tejerina-Garro et al. 2006a), entre estes últimos selecionados estão o Índice de Simpson, Equitabilidade, abundância e riqueza das famílias Curimatidae e Gymnotidae, e o grupo trófico dos detritívoros, descritores que também compõe o IBP para a sub-bacia do Ribeirão João Leite.

Apesar das diferenças entre os ecossistemas, bacia do ribeirão João Leite e rios amazônicos, para os quais foram elaborados os índices avaliadores da qualidade ambiental, as semelhanças nos resultados entre seus descritores podem está indicando a importância e a sensibilidade das assembleias de peixes com relação ao seu hábitat e suas modificações, numa escala espacial (local), como descrita na abordagem proposta por Tejerina-Garro et al. (2006a) e Oberdorff et al. (2002). Confirmando esta abordagem estão os descritores que compõe os resultados deste estudo como as famílias Callichthyidae, Genere Incertae Sedis in Characidae (GISC), Curimatidae e Gymnotidae, que em algumas fases de suas vidas possuem uma forte dependência dessas variáveis árvores, troncos, folhas nas margens, arbusto e lama no substrato. Estas relações descritores e variáveis ambientais locais não foram detectados em adaptações do IBI, nas pesquisas realizadas por Araújo et al. (1998), Pinto et al. (2006) e Bozzetti e Schulz (2004), no sentido de avaliar a qualidade ambiental em diferentes bacias hidrográficas na América do Sul, e sim com grupos de descritores e variáveis pré-estabelecidas, diferentemente da abordagem proposta por este estudo que primeiramente pesquisou quais eram estas variáveis através da relação peixe-hábitats local.

Na avaliação da qualidade ambiental, proposto pela abordagem utilizando a assembleia de peixes (IBP), entre o grupo de estações preservadas e não preservadas, para a sub-bacia do Ribeirão João Leite, obteve-se notas significativas demonstrando claramente diferenças entre esses ambientes. Essas diferenças estão relacionadas as diferentes características apresentadas pelos grupos, no primeiro (preservados) não apresentava atividades antropogênicas, ao contrário do segundo que possuía diferentes atividades agrícolas com predominância de pastagens, desmatamentos e erosões. Essas características podem ser observadas em toda bacia do rio Meia Ponte da qual o ribeirão João Leite é um dos principais contribuintes em volume de água (Fialho et al. 2007).

O Índice Baseado na Assembleia de Peixes (IBP), adequado para avaliar a qualidade ambiental da região alta do rio Paraná, especificamente para a sub-bacia do ribeirão João Leite, foi validado utilizando dados da assembleia de peixes amostrada em uma estação do córrego Taquaral (afluente do reservatório de Corumbá localizado na região sul do estado de

Goiás), nos períodos que antecederam o enchimento (A) e o seu monitoramento (P). O resultado do IBP demonstrou uma redução na qualidade ambiental, quando comparadas os dois períodos. Cabe ressaltar que além das alterações ambientais terrestres causadas pela agricultura (pastagem, lama, profundidade e velocidade e temperatura da água - variáveis que podem ser alteradas por atividades antropogênicas) detectadas no ribeirão João Leite, o IBP também demonstrou que alterações ambientais, causadas por reservatórios como o de Corumbá, podem afetar a qualidade ambiental dos seus afluentes e suas assembleias de peixes. Resultados semelhantes também encontrados por Tejerina-Garro et al. (2006a), quando fez a validação do IBP para rios da Guiana Francesa, que utilizou dados coletados antes e depois do repasseamento da hidroelétrica Pet Saut.

Muitos são os tipos de atividades antropogênicas e suas alterações ambientais que foram relacionados com a assembleia de peixes, em diferentes regiões da bacia do rio Paraná, por exemplo, estudos realizados por autores como Marciano et al. (2004), Casatti (2004), Lima-Junior et al. (2006), Cunico et al. (2006), Vieira e Shibatta (2007) e Fialho et al. (2007), porém nenhum destes avaliaram a qualidade ambiental através multimétrico.

Assim, torna-se imperativo o estabelecimento de um programa de preservação ambiental, que utilize um modelo multimétrico avaliativo, e este possa ser mais uma ferramenta para órgãos ambientais desta região (Tejerina-Garro 2006b).

Diante destes fatos e dos resultados encontrados para o IBP na avaliação da qualidade ambiental, do ribeirão João Leite e um córrego afluente do reservatório Corumbá, é possível afirmar a eficiência desse tipo de abordagem realizada por Tejerina-Garro et al. (2006a) para rios da Guiana Francesa e Oberdorff et al. (2002) para rios da França, mesmo quando adaptada para ambientes com pequenos corpos hídricos (nascentes) como foi a proposta deste estudo para riachos do alto da bacia do rio Paraná.

REFERÊNCIAS

- Araújo, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Rev. Brasil. Biol.*, 58(4): 547-558.
- Araújo, F. G., I. Fichberg, et al. 2003. A Preliminary Index of Biotic Integrity for Monitoring the Condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526.
- Barbour, M. T., J., Gerritsen, B. D., Snyder & J. B, Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates

- and fish. Second edition. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Baptista, D. F., D. F., Buss, L. F. M., Dorvillé & J. L., Nessimian. 1998. O conceito de continuidade de rios é válido para rios de mata atlântica no sudeste do Brasil? *Oecologia Brasiliensis*, 5: 209-223.
- Bispo, P. C. & L. G., Oliveira. 2002. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, estado de Goiás. *Oecologia Brasiliensis*, 5: 19-33.
- Bohmer, J., C., Rawer-Jost, A., Zenker, C., Meier, C. K., Feld, R., Biss & D., Hering. 2004. Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. *Hydrobiologia*, 516(1 - 3): 215-228.
- Bojsen, B. H. & R., Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biol.*, 47(11): 2246-2260.
- Bozzetti, M. R. & U. H., Schulz. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529(1-3): 133-144.
- Braga, F. M. D. S. 2004. Habitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes da microbacia do ribeirão Grande, estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 26(1):31-36.
- Casatti, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper paraná river basin, southeastern brazil. *Braz. J. Biol.*, 64(4): 757-765.
- Casatti, L., F., Langeani & C. P., Ferreira. 2006. Effects of Physical Habitat Degradation on the Stream Fish Assemblage Structure in a Pasture Region. *Environ Manage*, 38:974-982.
- Castro, R. M. C. & L., Casatti. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the Paraná river Basin, southeastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshw.*, 7: 337-352
- CETESB. 1978. *Normatização Técnica. Saneamento Ambiental. Análises Físico-Químicas de Águas*. 1ª ed.- São Paulo-SP., 120p.
- CONAMA. 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução número 357 de 15 de março de 2005.
- Cunico, A. M., A. A., Agostinho & J. D., Latini. (2006). Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos em Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*. 23 (4): 1101-1110 .
- Fialho, A. P., L. G., Oliveira, F. L., Tegerina-Garro & L. C., Gomes. 2007. Fish assemblages structure in tributarie of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1): 53-60.

- Galinkin, M. M. 2003. Geo-Goiás 2002. Agência Ambiental de Goiás, Fundação CEBRAC, PNUMA:SEMARH-GO., 272p.
- Graça, M. A. S., C., Cressa, M. O., Gessner, M. J., Feio, K. A., Callies & C., Barrios. 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biol.*, 46(7): 947-957.
- Gutierrez, M. A. R. 1994. Utilizacion de la ictiofauna como indicadora de la integridad biotica de los rios Guache y Guanare, Estado Portuguesa, Venezuela. Univesidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora, 144p.
- Hued, A. C. & M. D. L. A., Bistoni. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543: 279-298
- Hughes, R. M., P. R., Kaufmann, A. T., Herlihy, T. M., Kincaid, L., Reynolds & D. P., Larsen. 1998. A process for developing and evaluating indeices of fish assemblage integrity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1618-1631.
- Hugueny, B., S., Camara, B., Samoura & M., Magassouba. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African River. *Hydrobiologia*. 331: 71-78.
- IBGE. 1977. Geografia do Brasil-Região Centro-Oeste, 4: 364.
- Inoue, M. & M., Nunokawa. 2002. Effects of longitudinal variations in stream habitat structure on fish abundance: an analysis based on subunit-scale habitat classification. *Freshwater Biol.*, 47(9): 1594-1607.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of Biotic Integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21-27.
- Karr, J. R. & D. R., Dudley, 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5(1): 55-68.
- Lekve, K., T., Boulinier, N. C., Stenseth, J., Gjosaeter, J-M., Fromentin, J. E., Hines & J. D., Nichols. 2002. Spatio-temporal dynamics of species richness in coastal fish communities. *Proceedings Of The Royal Society Of London. Series B. Biological Sciences*, 269(1502): 1781-1789.
- Lima-Junior, S. E., I. B., Cardone, R., Goitein. 2006. Fish assemblage structure and quatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 284-290.
- Macedo, J. A. B. 2001. Águas e Águas – Métodos Laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas. Juiz de Fora – MG., 150p.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford, 256.

- Marciano, F. T., F. H., Chaudhry & M. C. L. de B., Ribeiro. 2004. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) Based on Fish Communities. *Acta Limnol. Bras.*, 16(3):225-237,
- Mebane, C. A., T. R., Maret & R. M., Hughes. 2003. An Index of Biotic Integrity (IBI) for Pacific Northwest Rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132: 239- 261.
- Miller, D. L., P. M., Leonard R. M., Hughes, J. R., Karr, P. B., Moyle, L. H., Schrader, B. A., Thompson, R. A., Daniels, K. D., Fausch, G. A., Fitzhugh, J. R., Gammom, D. B., Halliwell, P. L., Angermeier & D. J. Orth. 1988. Regional applications of an Index of Biotic Integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13(5): 12-20.
- Miltner, R. J., D., White & C., Yoder. 2004. The biotic integrity of streams in urban and suburbanizing landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 69: 87–100
- Moya, N., S., Tomanova & T., Oberdorff. 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Se´cure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia*, 589:107–116.
- Oberdorff, T. & R. M., Hughes. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine basin, France. *Hydrobiologia*, 228: 117-130.
- Oberdorff, T., D., Pont, B. Hugueny & D., Chessel. 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biol.*, 46(3): 399-415.
- Oberdorff, T., D., Pont, B., Hugueny & J-P., Porcher. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biol.*, 47(9): 1720-1734.
- Pinto, B., F. G., Araujo & R., Hughes. 2006. Effects of Landscape and Riparian Condition on a Fish Index of Biotic Integrity in a Large Southeastern Brazil River. *Hydrobiologia*, 556(1): 69-83.
- Pereira, D. & S. J., De Luca. 2003. Benthic macroinvertebrates and the quality of the hydric resources in Maratá Creek basin (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnol. Bras.*, 15(2):57-68.
- Poff, N. L. & J. D., Allan. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrologic variability. *Ecology*, 76: 606-627.
- Pringle, C. M., F. N., Scatena, P., Paaby-Hansen & Núñez-Ferrera. 2000. River conservation in Latin America and the Caribbean. In: Boon, P. J., B. R., Davies, G. E. Petts, (eds.) *Global perspectives on river conservation: science, policy and practice*. John Wiley & Sons Chichester, 548p.
- Reis, R. E., S. O., Kullander & S. J., Ferraris. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Rio Grande do Sul. EDIPUCRS, 742p.

- Siligato, S. & J., Bohmer. 2002. Evaluation of biological integrity of a small urban stream system by investigating longitudinal variability of the fish assemblage. *Chemosphere*, 47(7): 777-788.
- Simões, F. dos S., A. B., Moreira, M. C., Bisinoti, S. M. N., Gimenez & M. J. S., Yabe. 2007. Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies. *Ecological Indicators* (article in press).
- Smith, W.S., W., Barrela & M., Cetra. 1997. Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental. *Rev. Bras. Ecol.*, 1(1):67-71.
- Tejerina-Garro, F. L., B., De Mérona, T., Oberdorff & B., Hugueny. 2006a. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. *Aquat. Living Resour.*, 19, 31-46.
- Tejerina-Garro, F. L. 2006b. Biodiversidade e impactos ambientais no estado de Goiás: o meio aquático. In: *Cerrado, sociedade e ambiente: desenvolvimento sustentável em Goiás*. C. Rocha, F. L. Tejerina-Garro, J. P. P. (Org.). Goiânia, Editora da Universidade Católica de Goiás, 1-31.
- Tejerina-Garro, F. L., M., Maldonado, C., Ibañez, D., Pont, N., Roset & T., Oberdorff. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 91-108.
- Uieda, V. S. & M. G., Barretto. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Zoociências*, 1: 55-67.
- Vieira, D. B. & O. A., Shibatta. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, v7(n1):1-9.
- Verneaux, J., G., Turfféry. 1967. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. *Índices biotiques*. *Ann. Sci. Univ. Besancon, Zool.*, 3:79-89.
- Wootton, R.J., 1991. *Ecology of Teleost Fishes*. Chapman and Hall, London and New York, 404p.
- Zavala-Camin, L. A. 1996). *Introdução aos Estudos sobre Alimentação Natural em Peixes*. Editora da Universidade Estadual de Maringá - EDUEM, 129p.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Assim, os resultados demonstrados, no tópico 2, sobre a interação entre variáveis ambientais (hidrogeomorfologia, físico-químico, paisagem e substrato) e os três níveis organizacionais das assembleias de peixes família, guildas tróficas e espécies, contribuem para o

entendimento da relação peixe-habitat em córregos, que é uma importante abordagem da ecologia de assembleias (FASE A; Figura 1). Além disso, o conhecimento da interação peixe-habitat foi a base para a elaboração do IBP (Índice Baseado na Assembleia de Peixes), desenvolvido no tópico 3, para avaliar a qualidade ambiental das 53 estações de amostragem distribuídas na sub-bacia do Ribeirão João Leite (Centro-Oeste do Brasil) (FASE B; Figura 1).

Então, pode-se concluir que i) esse grupo de variáveis ambientais, demonstrado como fator importante para o padrão estrutural das assembleias de peixes, está ligado à diferentes alterações causadas por atividades antropogênicas, e pode contribuir nas decisões de futuros planos de manejo e conservação que objetivem a diminuição dessas atividades, isto porque rápidas modificações ambientais afetam estas variáveis e influenciam nas assembleias de peixes e se ii) o IBP for refinado (ampliar o banco de dados quanto ao conhecimento da relação peixe-habitat), aceito como um índice avaliador da qualidade ambiental, este terá uma base sólida para elaboração de uma lei estadual que regule sua utilização, isto porque, ele demonstrou eficiência e sensibilidade na avaliação da qualidade ambiental do córrego Taquaral (bacia do rio Corumbá), bem como, dos 34 córregos da bacia do ribeirão João Leite e da mesma forma que este poderia ser utilizado em qualquer outra região da bacia do rio Paraná.

As fases (A e B) e a conclusão podem ser observadas no modelo conceitual abaixo que sumariza este estudo (Figura 1).

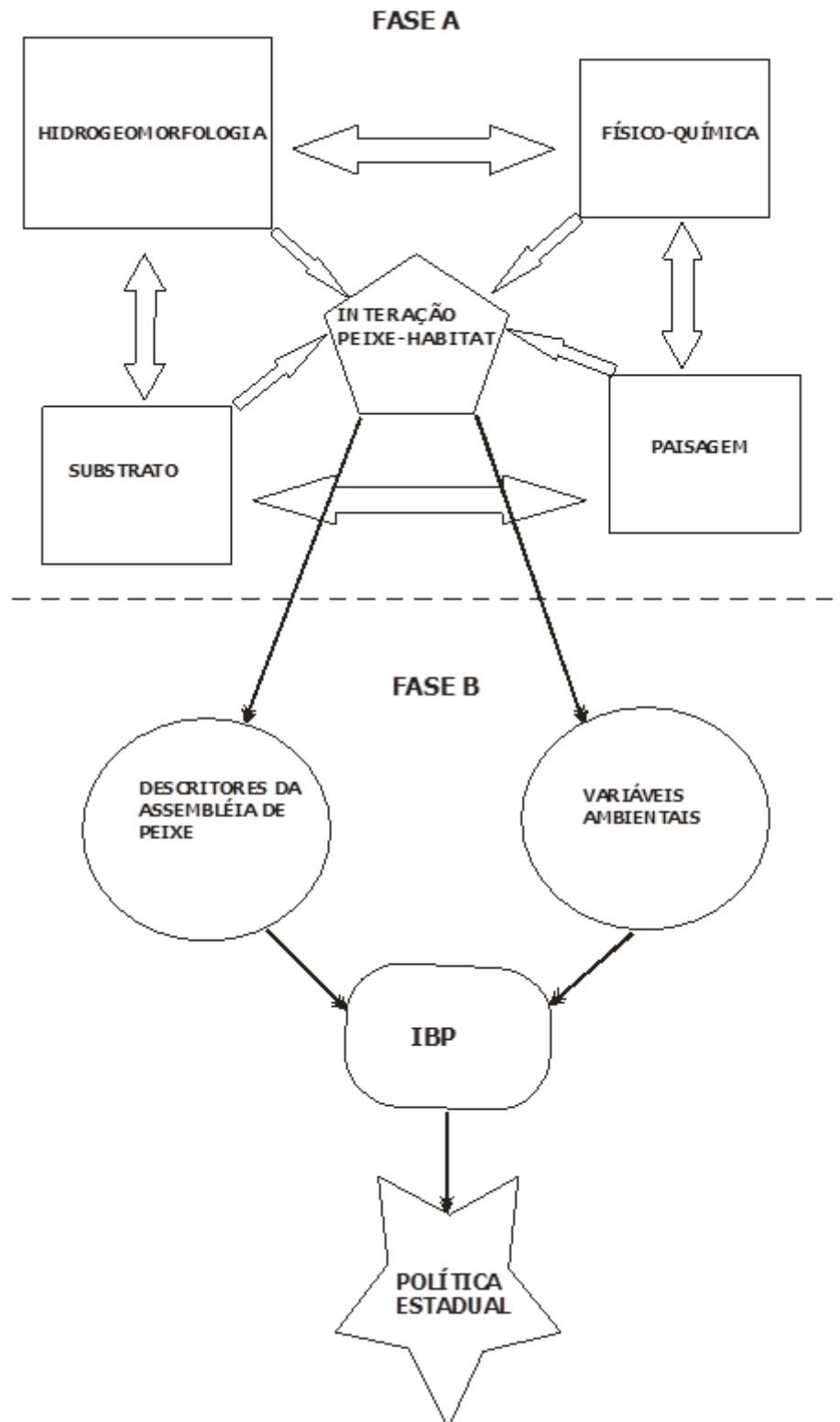


Figura 1. Modelo conceitual resumindo os resultados do trabalho interação peixe-habitat e proposta de elaboração do IBP para a bacia do ribeirão João Leite, Goiás, Brasil.