



Universidade Católica de Goiás
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável

DISTRIBUIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM
UM RIO SOB INFLUÊNCIA ANTROPOGÊNICA: O CASO DO RIO
MEIA PONTE, ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ – BRASIL
CENTRAL

Monique Pazete de Oliveira

Goiânia, GO
2007



Monique Pazete de Oliveira

DISTRIBUIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM
UM RIO SOB INFLUÊNCIA ANTROPOGÊNICA: O CASO DO RIO
MEIA PONTE, ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ – BRASIL
CENTRAL

Goiânia, GO
2007



Universidade Católica de Goiás
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável

DISTRIBUIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM
UM RIO SOB INFLUÊNCIA ANTROPOGÊNICA: O CASO DO RIO
MEIA PONTE, ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ – BRASIL
CENTRAL

Monique Pazete de Oliveira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Produção Sustentável da Universidade Católica de Goiás, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Produção Sustentável.

Orientador: Prof. Dr. Francisco
Leonardo Tejerina-Garro

Goiânia, GO
2007

O48d Oliveira, Monique Pazete de.

Distribuição e estrutura da assembléia de peixes em um rio sob influência antropogênica : o caso do Rio Meia Ponte, alto da bacia do Paraná – Brasil Central / Monique Pazete de Oliveira. – 2007.

33 f.

Dissertação (mestrado) – Universidade Católica de Goiás, Departamento de Ciências Biológicas, 2007.

“Orientador: Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro”.

1. Biodiversidade – peixes neotropicais – rio Meia Ponte. Peixes neotropicais – impactos antrópicos – descritores ecológicos – sustentabilidade. II.Título.

CDU: 574.5:597(817.3)(043.3)

DISTRIBUIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM
UM RIO SOB INFLUÊNCIA ANTROPOGÊNICA: O CASO DO RIO
MEIA PONTE, ALTO DA BACIA DO RIO PARANÁ – BRASIL
CENTRAL

Monique Pazete de Oliveira

Goiânia – GO, ____ / ____ / ____.

Banca Examinadora

Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro
(Orientador)

Prof. Dr. César Enrique de Melo - UNEMAT
(Avaliador externo)

Prof. Dr. Paulo César Moreira – MEPS/UCG
(Avaliador interno)

Aos meus pais: Osmar Freire de Oliveira e Kátia Pazete de Oliveira e meu namorado: Edywarson Kleyson Carvalho dos Santos, pela força incentivadora que me deu suporte emocional, intelectual e espiritual.

Aos colegas de curso, que juntos construímos conhecimento e caminhamos a uma nova etapa na vida profissional.

A Deus;

Aos meus pais pelo apoio;

Ao meu orientador Professor Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro pela orientação e paciência;

À equipe do Centro de Biologia Aquática da Universidade Católica de Goiás pela colaboração em campo e laboratório;

À CAPES pela bolsa concedida;

À Fundação Aroeira e à empresa Saneamento de Goiás pelo apoio logístico;

Ao meu namorado pelo incentivo, paciência e carinho nessa etapa;

Aos amigos do curso e laboratório, pelas sugestões, incentivos e conselhos.

*A ÁGUA QUE CORRE EM NOSSOS
RIOS É TÃO VITAL COMO O SANGUE
QUE CORRE EM NOSSAS VEIAS.*

RESUMO

A bacia do Rio Meia Ponte ocupa uma área de 12.180 km² do Estado de Goiás e está localizado na margem direita do Rio Paranaíba, alto rio Paraná. A água desta bacia abastece de forma direta atividades industriais e de produção, com mais de 290 empreendimentos relacionados principalmente com indústrias diversas, extração mineral, pecuária, agricultura, aquicultura e produção de energia elétrica. Ela é receptora do esgoto doméstico gerado por várias cidades instaladas ao longo na mesma incluindo a cidade de Goiânia. Este estudo objetiva comparar as diferenças entre as assembléias de peixes considerando a abundância, riqueza, índice de diversidade de Shannon-Wiener, uniformidade e constância, determinar a qualidade do ambiente aquático levando em conta a relação biomassa/abundância, assim como as variáveis que estruturam as assembléias de peixes considerando a velocidade da água, largura do canal, profundidade do canal, luminosidade, condutividade, temperatura da água, turbidez, e oxigênio dissolvido. As amostras das variáveis ambientais e dos peixes foram realizadas bimestralmente em cinco seções (1000 m) localizadas ao longo do canal principal do rio Meias Ponte entre março de 2006 e fevereiro de 2007, totalizando seis coletas. Os peixes foram capturados utilizando quatro conjuntos de redes (malhas 12, 15, 20, 25, 30, 35, 50 e 70 mm) e cinco armadilhas do tipo Gee. Foram coletados 2.736 indivíduos distribuídos em 64 espécies. Os resultados mostram que o padrão do número de espécies constantes ao longo da calha contrasta com este das acessórias e ocasionais. Diferenças significativas entre os trechos são observadas considerando a abundância, índice de diversidade de Shannon-Wiener e riqueza. A análise de Cluster indica que as assembléias de peixe dos trechos 1, 2 e 3 são diferentes daquelas a jusante do reservatório hidroelétrico do Rochedo (seções 4 e 5). As curvas ABC sugerem que os trechos superiores (1 a 3) estão menos poluídos do que aqueles a jusante do reservatório do Rochedo (4 e 5). Duas variáveis ambientais estruturam as assembléias de peixe, a largura do canal e a velocidade da água. As atividades antropogênicas presentes na bacia influenciam nos resultados encontrados.

Palavras-chave : biodiversidade, peixes neotropicais, rio Paranaíba, impactos antrópicos, descritores ecológicos, sustentabilidade

ABSTRACT

The Meia Ponte River basin occupies an area of 12.180 km² of the Goiás State and it is affluent of the right margin of the Paranaíba River, upper Paraná River basin. The water of this basin supplies industrial and production activities with more than 290 enterprises related mainly to industry, mining, cattle raise, agriculture, aquiculture and electric power production. Receives also domestic sewage generated by several urban areas installed along the basin including the city of Goiânia. This study aims to compares the differences among fish assemblages considering the abundance, richness, the Shannon-Wiener diversity Index and constancy; to determine the quality of the aquatic environment taking into account the relation biomass/abundance; and to determine which among hydrological (water velocity, channel width, channel water depth) and physico-chemical variables (luminosity, Secchi water transparency, conductivity, water temperature, turbidity, and dissolved oxygen) determines the fish assemblage structure. Samples of environmental variables and fish were conducted in five stretches (1000 m) located along the main channel of the Meia Ponte River every two month between March 2006 and February 2007, totalizing six collections and embracing the low and high waters seasons. Fish were captured using four set of nets (meshes 12, 15, 20, 25, 30, 35, 50 and 70 mm) and five minnow-traps. It was collected 2.736 individuals distributed in 64 species. Results show that the pattern of the number of constant species along the channel river contrasts with those of the accessory and occasional species. Significant differences among stretches are observed considering the abundance, richness and Shannon-Wiener diversity Index. The analysis cluster indicates that the fish assemblages of the stretches 1, 2 and 3 are different from those downstream the hydroelectric reservoir of Rochedo (stretches 4 and 5). The ABC curves suggests that upperstream stretches (1 to 3) are less polluted that those (4 and 5) downstream the Rochedo reservoir. Two environmental variables structure the fish assemblages the width channel and the water velocity. Anthropogenic impacts influence on the results obtained.

Key-words: biodiversity, Neotropical fish, Paranaíba River, anthropogenic influence, ecological descriptors, sustainability

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1: Localização dos pontos amostrais na calha principal do rio Meia Ponte, GO	11
Figura 2: Dendograma resultante da análise de clusters para os trechos amostrais no rio Meia Ponte, GO	18
Figura 3: Curvas ABC por trecho amostrado (1 a 5) no canal principal do rio Meia Ponte, GO	19
Figura 4: Relação entre o descritor Índice de diversidade de Shannon-Wiener e a velocidade da água (A) e entre a abundância e a largura da calha (B) resultantes das análises de regressão múltipla para as assembléias de peixes no rio Meia Ponte, GO	20

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela I: Georeferência dos trechos amostrados na bacia do rio Meia Ponte, GO.....	10
Tabela II: Número de indivíduos (n) por espécie coletada na calha principal do rio Meia Ponte, GO	14
Tabela III: Média da abundância (A), riqueza (R), diversidade de Shannon-Wiener (H'), e equitabilidade (E) por trecho amostral na calha principal do rio Meia Ponte, GO.....	15
Tabela IV: Classificação quanto à constância das espécies capturadas nos cinco trechos amostrados na calha principal do rio Meia Ponte, GO.....	16
Tabela V: Resultado da análise de regressão múltipla para os descritores ecológicos e as variáveis ambientais.....	21

SUMÁRIO

RESUMO.....	viii
ABSTRACT	ix
LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xi
1. INTRODUÇÃO	01
2. METODOLOGIA.....	02
2.1. Caracterização da área de estudo	02
2.2. Protocolo amostral	03
2.2.1. Protocolo de amostragem ictiofaunística.....	03
2.2.2. Coleta das variáveis ambientais.....	06
2.3. Análises dos dados.....	06
2.3.1. Descritores ecológicos	06
2.3.2. Similaridade entre assembléias de peixes	08
2.3.3. Qualidade do ambiente aquático.....	09
2.3.4. Relação ictiofauna-ambiente	09
3. RESULTADOS	10
3.1. Descritores ecológicos.....	10
3.2. Similaridade entre os trechos	10
3.3. Qualidade do ambiente aquático	15
3.4. Relação ictiofauna-ambiente	15
4. DISCUSSÃO	15
5. CONCLUSÕES	23
6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	25

1-INTRODUÇÃO

Biodiversidade é um termo recente, e foi cunhada em meados da década de 1980 como uma contração natural do termo técnico “diversidade biológica”, sendo definido como a riqueza total e variedades de vida na terra (LOWE-McCONNELL, 1999). SCHAEFER (1998) estima que em regiões Neotropicais a diversidade de peixes chegue a 8.000, constituindo assim 24 % do total mundial (AGOSTINHO et al., 2005). A bacia hidrográfica do rio Paraná apresenta aproximadamente 500 espécies, sendo a segunda mais importante do Brasil em termos de área e diversidade ictiofaunística. A maior parte dessa fauna é composta por espécies de peixes de pequeno porte (< 15 cm de comprimento) que habitam pequenos riachos de cabeceiras, apresentando elevado grau de endemismo, distribuição geográfica restrita, sem valor comercial e dependente da vegetação ripária para alimentação, reprodução e abrigo (CASTRO e MENEZES, 1998). No alto da bacia do rio Paraná em Goiás os estudos sistematizados sobre a ictiofauna se restringem aos realizados por BENEDITO-CECILIO et al. (2004), em 3 córregos no Parque Nacional das Emas, onde coletaram 7 espécies; ARAÚJO e TEJERINA-GARRO (2007), que amostraram 35 espécies em 9 afluentes no canal principal do ribeirão Ouvidor; e Fialho et al. (2007), o qual descreve 58 espécies amostradas em 31 afluentes do rio Meia Ponte. Além da escassez de estudos, a biodiversidade ictífica pode não ser estimada corretamente uma vez que, como acontece na região deste estudo e em outras partes da bacia do rio Paraná, já não existem mais ambientes naturais (MENEZES, 1996) estando estes afetados pela poluição, eutrofização, assoreamento, construção de barragens, pesca e introdução de espécies exóticas (AGOSTINHO et al., 2005; MARQUES e BARBOSA, 2001; MARTINELLI et al., 2002).

De acordo com Schafer (1985), as assembléias de peixes são influenciadas pelas variações do seu habitat sejam estas naturais ou decorrentes das atividades antrópicas. No caso das assembléias de peixes dos afluentes do rio Meia Ponte a estrutura das mesmas é influenciada pela sazonalidade local (estiagem e chuva) e pela posição do afluente ao longo da bacia (FIALHO et al., 2007). Por outro lado, a estrutura destas assembléias de

peixes está relacionada com as características físico-químicas da água expressas pelo pH, temperatura da água, condutividade, demanda química de oxigênio e turbidez, porém esta relação é influenciada pela bio-ecologia das espécies, a sazonalidade e a extensão dos impactos ambientais (FIALHO et al., 2008). Entretanto, outros fatores ambientais além dos citados podem influenciar as assembleias de peixes em regiões neotropicais como indicado por Tejerina-Garro et al., (2005).

Karr (1981) e Araújo (1998) indicam que as assembleias ictiofaunísticas funcionam como indicadores da qualidade ambiental, pois refletem o estado biótico e abiótico de seu ambiente. Através da estimativa do aumento considerável das espécies tolerantes em relação às espécies não tolerantes, é possível avaliar as alterações na estrutura da comunidade permitindo identificar possíveis distúrbios ambientais através de mudanças no padrão de dominância e de diversidade das espécies, relacionando a sobreposição da curva de abundância sobre a curva de biomassa com a degradação ambiental (CLARKE & WARWICK, 1994).

Desta maneira o presente estudo objetiva responder às seguintes questões: a) observam-se diferenças na abundância, riqueza, diversidade de Shannon-Wiener, e constância entre as assembleias de peixes provenientes de cinco trechos amostrais localizados ao longo do canal principal do rio Meia Ponte, alto rio Paraná, Goiás?; b) qual a qualidade do ambiente considerando a relação biomassa/abundância da ictiofauna?; c) qual a relação da ictiofauna com o ambiente aquático considerando as variáveis ambientais?

2. METODOLOGIA

2.1. Caracterização da área de estudo

A bacia do rio Meia Ponte ocupa uma área de 12.180 km² (3,57%) do estado de Goiás e está localizada na margem direita do rio Paranaíba, alto rio Paraná. O rio Meia Ponte nasce na Serra dos Brandões – Itauçú (GO), no local denominado Mato Dentro numa altitude de 983 m, tendo uma extensão aproximada de 472 km com profundidade > 2 m e largura da calha > 10 m,

desembocando no rio Paranaíba com vazão média em torno de 12 m³/s (GALINKIN, 2003).

Esta bacia fornece água para o consumo de parte dos 45% da população do estado de Goiás presente na mesma (FIALHO e TEJERINA-GARRO, 2004), além de sustentar de forma direta mais de 290 atividades diversas (Agência Ambiental do Estado de Goiás, 2005). Nas proximidades do primeiro trecho amostrado neste estudo (município de Brazabrantes) a atividade predominante é a agropecuária, enquanto que o segundo se encontra na área urbana da cidade de Goiânia. A montante do terceiro trecho (município de Hidrolândia) se localiza o emissário da Estação de Tratamento de Esgotos/Saneamento de Goiás S. A.; sendo que entre este e o quarto trecho (município de Piracanjuba) se encontra a barragem do reservatório do Rochedo, e o quinto está localizado nas proximidades da cidade de Goiatuba (Figura 1).

2.2. Protocolo amostral

Neste estudo, as amostragens da ictiofauna foram realizadas bimestralmente entre março de 2006 a fevereiro de 2007, totalizando assim seis coletas e abrangendo o período de estiagem e chuva local. Cinco estações de coleta foram determinadas ao longo da calha principal, considerando para tanto as facilidades de acesso, Brazabrantes (1), Goiânia (ETE) (2), Hidrolândia (3), Rochedo (4) e Goiatuba (5) (Figura 1; Tabela I). Em cada estação foi determinada e georeferenciada (GPS Garmin) uma seção de 1000 m que corresponde à hierarquia “seção” proposta por IMHOF et. al. (1996) para o estudo da relação peixe-ambiente.

2.2.1. Amostragem da ictiofauna

O protocolo de coleta utilizado para captura dos peixes foi modificado deste sugerido por Tejerina-Garro e Mérona (2001). Desta maneira, em cada trecho amostral foram utilizadas cinco armadilhas do tipo Gee e quatro jogos de redes de espera, cada jogo formado pelas malhas 12, 15, 20, 25, 30, 35, 50 e 70 mm entre nós. Ambos os equipamentos foram colocados entre 17:00 e 8:00 horas.

Os espécimes coletados foram fixados com formalina, acondicionados em sacos plásticos identificados de acordo com a malha e o jogo de rede e

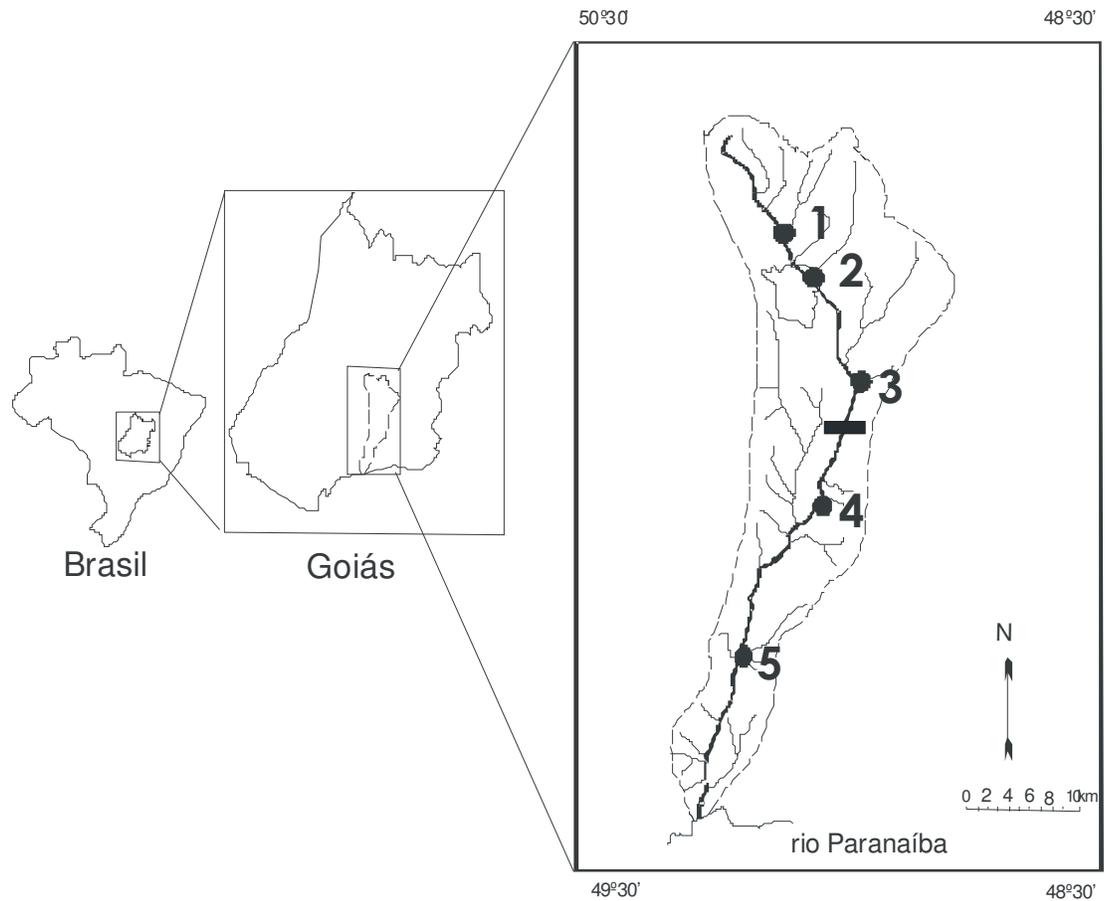


Figura 1: Localização dos pontos amostrais na calha principal do rio Meia Ponte, Goiás. As linhas tracejadas indicam o limite da bacia e o retângulo indica a barragem do Rochedo.

Tabela I: Georeferência dos trechos amostrados na bacia do rio Meia Ponte, GO. I = Início do trecho; F = fim do trecho.

Trecho amostral		Coordenadas Geográficas	
		W	S
1	I	49 ° 23' 47,8"	16 ° 26' 42,8"
	F	49 ° 23' 32,3"	16 ° 26' 45,4"
2	I	49 ° 16' 9,6"	16 ° 37' 33,1"
	F	49 ° 16' 28,5"	16 ° 37' 18,5"
3	I	49 ° 06' 56,5"	16 ° 56' 22,2"
	F	49 ° 06' 48,4"	16 ° 56' 50,5"
4	I	49 ° 15' 43,6"	17 ° 27' 35,6"
	F	49 ° 15' 41,7"	17 ° 27' 46,8"
5	I	49 ° 29' 05,9"	17 ° 57' 39,3"
	F	49 ° 29' 8,1"	17 ° 58' 04,7"

conservados em tambores contendo formol a 10%. No laboratório do Centro de Biologia Aquática da Universidade Católica de Goiás estes foram identificados taxonomicamente ao nível de espécie e de cada um obtidos dados biométricos. Exemplares de cada espécie foram enviados para identificação ao Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura da Universidade Estadual de Maringá e ao laboratório de ictiologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.

2.2.2. Coleta das variáveis ambientais

Em cada seção amostral foram demarcados transectos a cada 100 m com auxílio de um GPS Garmin. As variáveis velocidade da água (fluxômetro General Oceanics 2030), largura, profundidade (ambos com uma corda métrica graduada), luminosidade (fotômetro Polaris) e transparência (disco de Secchi), foram medidos em todos os transectos de cada seção, enquanto que o pH (phmetro Modelo F-1002), temperatura da água (termômetro digital Modelo Guterm-180), condutividade elétrica da água (condutivímetro Modelo F-1000), turbidez da água (turbidímetro LaMotta 2020) e oxigênio dissolvido (oxímetro Modelo F-1001) foram medidos no primeiro, no quinto e no décimo transecto.

2.3. Análises dos dados

2.3.1. Descritores ecológicos

A comparação da estrutura das assembléias de peixes entre os trechos amostrados foi realizada utilizando-se os seguintes descritores ecológicos:

- Abundância, representação do número total de indivíduos presentes numa assembléia, permitindo inferir sobre a diversidade (CARVALHO et al. 2001);

- Riqueza de espécies, a qual se refere ao número de espécies numa unidade amostral (MAGURRAN, 2004).
- Índice de Shannon-Wiener (H'), baseado na abundância proporcional de espécies é sensível à presença de espécies raras e considerada uma medida não paramétrica de heterogeneidade (MAGURRAN, 2004). Este foi calculado pela fórmula:

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

Onde:

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener;

p_i = proporção da espécie i na comunidade;

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

- Índice de equitabilidade, que indica se os indivíduos têm ou não a mesma abundância numa unidade amostral fornecendo a razão de diversidade encontrada para o máximo de diversidade existente na assembléia. Seus valores variam entre 0 e 1 sendo independentes da riqueza de espécies, atingindo valores máximos quando representado pelo mesmo número de indivíduos de cada espécie (MAGURRAN, 2004).

Todos os descritores foram calculados utilizando-se o programa ADE-4 (THIOULOUSE et al., 2001). Posteriormente, realizou-se uma comparação entre os trechos amostrados mediante uma análise ANOVA one-way seguida de uma análise *post-hoc* de Tukey considerando, separadamente, a abundância, riqueza, índice de Shanon-Wiever e equitabilidade. Entretanto, esta abordagem aumenta a probabilidade de ocorrer o erro Tipo I, que consiste na rejeição da hipótese nula quando esta é verdadeira. A fim de evitar este foi utilizado o protocolo de ANOVA protegida (SCHEINER e GUREVITCH, 1993). Neste protocolo, uma MANOVA é primeiro aplicada para os valores dos descritores ecológicos e o fator, neste caso posição, e somente se esta for significativa, uma análise ANOVA one-way é realizada separadamente para cada descritor ecológico. Para a realização das análises, a abundância passou por um processo de transformação para logaritmo na base 2. Os pressupostos

da ANOVA foram examinados pelo testes de Shapiro-Wilk (normalidade) e Levene (homogeneidade). Os testes paramétricos (MANOVA e ANOVA) foram realizados utilizando-se o programa Statistica 6.0.

- Constância de ocorrência de Dajoz (1978), que permite evidenciar as espécies migrantes ou residentes de uma comunidade (PAVANELLI e CARAMASCHI, 1997):

$$C = c_i / c * 100$$

Onde:

C = valor de constância da espécie;

c_i = número de coletas com a espécie i ;

c = número total de coletas

Posteriormente, as espécies foram classificadas da seguinte maneira:

$C \geq 50$ = constantes;

$25 \leq C < 50$ = acessórias;

$C < 25$ = ocasionais.

2.3.2. Similaridade entre assembléias de peixes

A similaridade entre a ictiofauna dos trechos amostrados foi verificada utilizando-se uma análise de clusters tendo como medida a distância de Jaccard. Esta consiste na formação de grupos de maneira a atingir sempre o menor erro interno entre os vetores que compõe cada grupo e o vetor médio do grupo buscando assim o mínimo desvio padrão entre os dados de cada grupo (DONI, 2004). Em seguida foi realizado o cálculo da hierarquia utilizando-se o método de Ward, onde um grupo é reunido a um outro se essa reunião proporciona o menor aumento da variância intragrupo, sendo esta calculada para todas as alternativas de aglomeração, escolhendo a que proporciona a menor variância (GAMA, 1980; ANGELO, 1985; MOREIRA, 1985). Para determinar se o agrupamento resultante da análise clusters era aleatório ou

não foi realizada uma análise de Monte Carlo (1000 simulações) utilizando-se o programa ADE-4 (THIOULOUSE et al., 2001).

2.3.3. Qualidade do ambiente aquático

Esta foi avaliada através do padrão de dominância das espécies (WILSON, 1991) utilizando-se para tanto a relação biomassa/abundância (curvas ABC), as quais são uma modificação das curvas de k-dominância (LAMBSHED et al., 1983) com aplicação inicial às assembléias macrobentônicas (WARWICK, 1986) e estendida aos peixes (CLARKE e WARWICK, 1994). Desta maneira, para cada espécie e por ponto amostral, foi calculada a frequência relativa da abundância e da biomassa (Anexo A), sendo a matriz de dados resultante utilizada para calcular as curvas ABC utilizando-se a análise de k-dominância do programa BDPro©. Num ambiente estável estão presentes indivíduos de grande porte que representam pouco da abundância total, mas bastante em termos de biomassa. Nestas condições, quando plotadas as curvas de dominância em abundância e biomassa por espécies ranqueadas, observa-se que a curva de biomassa supera a de abundância. Quando existem distúrbios ambientais, aquelas espécies ditas conservativas são desfavorecidas e espécies oportunistas de pequeno porte tornam-se dominantes inclusive em termos de biomassa ocorrendo uma inversão das curvas, ou seja, a de biomassa sendo superada pela de abundância (MAGURRAN, 2004).

2.3.4. Relação ictiofauna-ambiente

Esta relação foi determinada por meio de uma análise de regressão linear múltipla (DRAPER e SMITH, 1981) e a fim de reduzir os casos de colinearidade entre variáveis ambientais foi utilizado o método stepwise (OBERDORFF et al., 1995). As variáveis independentes utilizadas foram riqueza, abundância e diversidade de Shannon-Wiener relacionadas com os nove parâmetros ambientais. Estes últimos foram transformados previamente de maneira a atender os pressupostos de normalidade e homogeneidade da variância (AMARAL, 1968).

3. RESULTADOS

Na bacia do rio Meia Ponte, foram capturados 2.736 indivíduos pertencentes a 64 espécies, 17 famílias e quatro ordens. A ordem Characiformes apresentou 33 espécies, Siluriformes 23, Perciformes seis e a Gymnotiformes duas. A família com maior número de espécies é Characidae (16), seguida por Loricariidae (12) e Anostomidae (8). Foram catalogadas oito espécies exóticas *Clarias gariepinus*, *Leporinus affinis*, *Leporinu tigrinus*, *Pimelodus blochii*, *Serrasalmus rhombeus*, *Serrasalmus eigenmanni*, *Serrasalmus spilopleura*, *Tilapia rendalli* (Tabela II, Anexo A).

3.1. Descritores ecológicos

No protocolo da ANOVA protegida, a MANOVA indicou diferenças significativas para o fator posição (D. F. = 5; 30; F de Rhao = 2,152; $p = 0,015$) cumprindo os pressupostos da ANOVA (Shapiro – Wilk $> 0,05$; Levene $> 0,05$) indicando que é adequado calcular a ANOVA one-way para cada descritor separadamente. Esta última análise permitiu concluir que a estrutura das assembléias de peixes varia entre os trechos amostrados no que diz respeito à abundância, riqueza e diversidade de Shanon-Wiener (Tabela III). A análise *post-hoc* de Tukey indica que existem diferenças significativas da abundância entre os trechos 2 e 5 ($p = 0,004$); da riqueza entre 2 e 4 com relação ao 5 ($p = 0,006$ e $p = 0,029$, respectivamente) e da diversidade de Shannon-Wiener entre 4 e 5 ($p = 0,018$).

A análise de constância demonstrou que o padrão no sentido cabeceira-foz do número de espécies constantes (trecho amostral 1 = 12 espécies; 2 = 15; 3 = nove; 4 = 10; 5 = quatro) contrasta com este das espécies acessórias (1 = seis; 2 = três; 3 = quatro; 4 = seis; 5 = oito) e ocasionais (1 = oito; 2 = 12; 3 = oito; 4 = 18; 5 = 15) (Tabela IV).

3.2. Similaridade entre trechos

A análise de Cluster mostrou a existência de três grupos, cuja formação não é aleatória (Teste de Monte Carlo $p = 0,016$). O primeiro grupo é formado

Tabela II: Espécies de peixes coletadas na calha principal do rio Meia Ponte, GO.

ORDEM Família <i>Gênero e espécie</i>	ORDEM Família <i>Gênero e espécie</i>
CHARACIFORMES	Gymnotidae
Acestrorhynchidae	<i>Gymnotus carapo</i>
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Sternopygidae
Anastomidae	<i>Eigenmannia trilineata</i>
<i>Leporinus affinis</i>	PERCIFORMES
<i>Leporinus friderici</i>	Cichlidae
<i>Leporinus</i> sp.	<i>Aequidens</i> sp.
<i>Leporinus striatus</i>	<i>Apistogramma</i> sp.
<i>Leporinus tigrinus</i>	<i>Cichlasoma paranaense</i>
<i>Leporinus trifasciatus</i>	<i>Crenicichla britskii</i>
<i>Schizodon altoparanae</i>	<i>Geophagus brasiliensis</i>
<i>Schizodon vittatus</i>	<i>Tilapia rendalli</i>
Characidae	SILURIFORMES
<i>Astyanax altiparanae</i>	Ceyopsidae
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	<i>Cetopsis</i> sp.
<i>Astyanax fasciatus</i>	Clariidae
<i>Bryconamericus</i> sp.	<i>Clarias gariepinus</i>
<i>Galeocharax knerii</i>	Doradidae
<i>Knodus</i> sp.	<i>Rhinodoras dorbignyi</i>
<i>Piabina argentea</i>	Heptapteridae
<i>Planaltina myersi</i>	<i>Imparfinis</i> sp.
<i>Roeboides</i> cf. <i>myersi</i>	<i>Rhamdia quelen</i>
<i>Salminus brasiliensis</i>	Loricariidae
<i>Salminus hilarii</i>	<i>Hypostomus ancistroides</i>
<i>Serrapinnus</i> sp.	<i>Hypostomus</i> cf. <i>araguaiano</i>
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	<i>Hypostomus</i> cf. <i>pauciradiatus</i>
<i>Serrasalmus maculatus</i>	<i>Hypostomus margaritifer</i>
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	<i>Hypostomus regani</i>
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	<i>Hypostomus</i> sp.
Curimatidae	<i>Hypostomus</i> sp.1
<i>Cyphocharax modestus</i>	<i>Hypostomus</i> sp.2
<i>Steindachnerina insculpta</i>	<i>Megalancistrus parananus</i>
Cynodontidae	<i>Neoplecostomus parananus</i>
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	<i>Pterygoplichthys</i> sp.
Erythrinidae	<i>Rineloricaria latirostris</i>
<i>Hoplias malabaricus</i>	Pimelodidae
Parodontidae	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	<i>Megalonema platanum</i>
<i>Apareiodon piracicabae</i>	<i>Pimelodus blochii</i>
<i>Parodon nasus</i>	<i>Pimelodus maculatus</i>
Prochilodontidae	<i>Pimelodus</i> sp.
<i>Prochilodus lineatus</i>	<i>Pinirampus pirinampu</i>
GYMNOTIFORMES	

Tabela III: Média da abundância (A), riqueza (R), diversidade de Shannon-Wiener (H'), e equitabilidade (E) por trecho amostral na calha principal do rio Meia Ponte, GO. Valores do desvio padrão entre parênteses. Valores significativos resultantes da análise ANOVA one – way em negrito ($p < 0,05$). Os asteriscos indicam as diferenças significativas entre trechos resultantes da análise de Tukey.

Trecho amostral	A	R	H'	E
1	411 (47,77)	26 (3,56)	2,76 (0,68)	0,77 (0,15)
2	1433 * (279,11)	31 * (3,81)	2,49 (0,36)	0,64 (0,10)
3	349 (45,85)	21 (1,75)	2,31 (0,49)	0,71 (0,10)
4	344 (33,90)	37 ** (3,76)	3,14 * (0,41)	0,84 (0,10)
5	199 * (28,68)	27 * ** (4,62)	1,91 * (0,98)	0,78 (0,22)
	0,013	0,004	0,028	0,237

Tabela IV: Classificação quanto à constância das espécies capturadas nos cinco trechos amostrados na calha principal do rio Meia Ponte - GO. C = Constante; A = Acessória; O = Ocasional.

Espécie	Trecho amostral				
	1	2	3	4	5
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	O	-	-	-	-
<i>Aequidens</i> sp.	-	-	O	-	-
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	-	-	-	O	-
<i>Apareiodon piracicabae</i>	-	-	-	O	-
<i>Apistogramma</i> sp.	-	O	-	-	-
<i>Astyanax altiparanae</i>	C	C	C	C	A
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	C	C	C	-	A
<i>Astyanax fasciatus</i>	A	C	C	-	-
<i>Bryconamericus</i> sp.	-	-	-	O	O
<i>Cetopsis</i> sp.	-	-	-	-	O
<i>Cichlasoma paranaense</i>	-	A	-	-	-
<i>Clarias gariepinus</i>	C	C	-	-	-
<i>Crenicichla britskii</i>	-	-	-	A	O
<i>Cyphocharax modestus</i>	-	O	-	-	-
<i>Eigenmannia trilineata</i>	-	C	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	C	C	C	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	-	O	-	-	O
<i>Gymnotus carapo</i>	O	C	O	-	O
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	-	-	-	A	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	A	C	A	C	A
<i>Hypostomus ancistroides</i>	C	C	C	C	A
<i>Hypostomus</i> cf. <i>araguaiano</i>	-	C	C	C	C
<i>hypostomus</i> cf. <i>pauciradiatus</i>	-	-	-	O	-
<i>Hypostomus margaritifer</i>	C	C	A	C	O
<i>Hypostomus regani</i>	C	C	C	C	C
<i>Hypostomus</i> sp.	-	A	-	A	-
<i>Hypostomus</i> sp.1	-	A	-	C	-
<i>Hypostomus</i> sp.2	-	O	-	-	-
<i>Imparfinis</i> sp.	O	-	-	-	-
<i>Knodus</i> sp.	-	-	-	O	O
<i>Leporinus affinis</i>	-	-	-	O	A
<i>Leporinus friderici</i>	A	O	O	C	C
<i>Leporinus</i> sp.	C	-	-	-	-
<i>Leporinus striatus</i>	O	O	-	O	-
<i>Leporinus tigrinus</i>	-	-	-	C	-
<i>Leporinus trifasciatus</i>	-	-	-	O	-
<i>Megalancistrus parananus</i>	-	-	-	O	-
<i>Megalonema platanum</i>	-	-	-	O	-

Tabela IV. Continuação.

Espécie	1	2	3	4	5
<i>Parodon nasus</i>	-	O	O	-	-
<i>Piabina argentea</i>	O	-	-	O	C
<i>Pimelodus blochii</i>	-	-	-	C	A
<i>Pimelodus maculatus</i>	-	-	A	A	O
<i>Pimelodus sp.</i>	C	O	A	A	A
<i>Pinirampus pirinampu</i>	-	-	-	-	O
<i>Planaltina myersi</i>	-	-	-	O	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	C	C	C	C	O
<i>Pterygoplichthy sp.</i>	-	-	O	-	-
<i>Rhamdia quelen</i>	A	C	C	O	O
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	-	-	-	O	A
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	-	-	-	O	O
<i>Rineloricaria latirostris</i>	A	-	-	-	-
<i>Roeboides cf. myersi</i>	-	-	-	A	O
<i>Salminus brasiliensis</i>	-	-	O	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	C	O	O	-	-
<i>Schizodon altoparanae</i>	A	-	-	O	O
<i>Schizodon vittatus</i>	-	-	-	O	-
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	O	-	-	-	-
<i>Serrasalmus maculatus</i>	-	O	-	-	-
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	-	-	-	A	O
<i>Serrapinnus sp.</i>	O	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	-	O	-	-	-
<i>Steindachnerina insculpta</i>	C	C	O	O	-
<i>Tilapia rendalli</i>	O	O	-	-	-

pelos trechos 1, 2 e 3, todos localizados a montante da barragem do Rochedo; o segundo pelo trecho 4 e o terceiro pelo ponto amostral 5, estes dois últimos localizados a jusante da referida barragem (Figura 2).

3.3. Qualidade do ambiente aquático

As curvas ABC indicam que no trecho 2 a relação entre a abundância e biomassa é a esperada em ambientes sem perturbação, ou seja, dominância da curva da biomassa em relação a abundância. Os trechos 3 e 4 apresentaram inversão desta relação (dominância da abundância em relação à biomassa) indicando ambientes perturbados. No ponto amostral 1 e 5 a relação começa como esperado em ambientes sem perturbação para posteriormente ocorrer uma inversão deste padrão, sugerindo a influência moderada da perturbação (Figura 3).

3.4. Relação ictiofauna-ambiente

A análise de regressão múltipla indica que entre os três descritores da ictiofauna e as nove variáveis ambientais consideradas, a abundância está relacionada significativamente à variável largura da calha e a diversidade de Shannon-Wiener à velocidade da correnteza (Tabela V). Isto é, os valores da abundância e da diversidade de Shannon-Wiener decrescem quando a velocidade da correnteza e a largura da calha aumentam (Figura 4).

4. DISCUSSÃO

A bacia hidrográfica do Paraná, em seu trecho brasileiro, possui mais de 250 espécies de peixes (AGOSTINHO e JÚLIO JR., 1999), das quais 28 foram amostradas neste estudo. Considerando este resultado e os obtidos por Fialho et al. (2007) nos afluentes do rio Meia Ponte a riqueza de peixes estimada para a bacia em estudo é de 104 espécies. Esta riqueza é menor que as 119 espécies coletadas por Pavanelli et al. (2007) na calha principal e dois afluentes do rio Corumbá, Goiás, porém utilizando-se diferentes técnicas amostrais que as utilizadas neste trabalho. Ainda, das 64 espécies amostradas

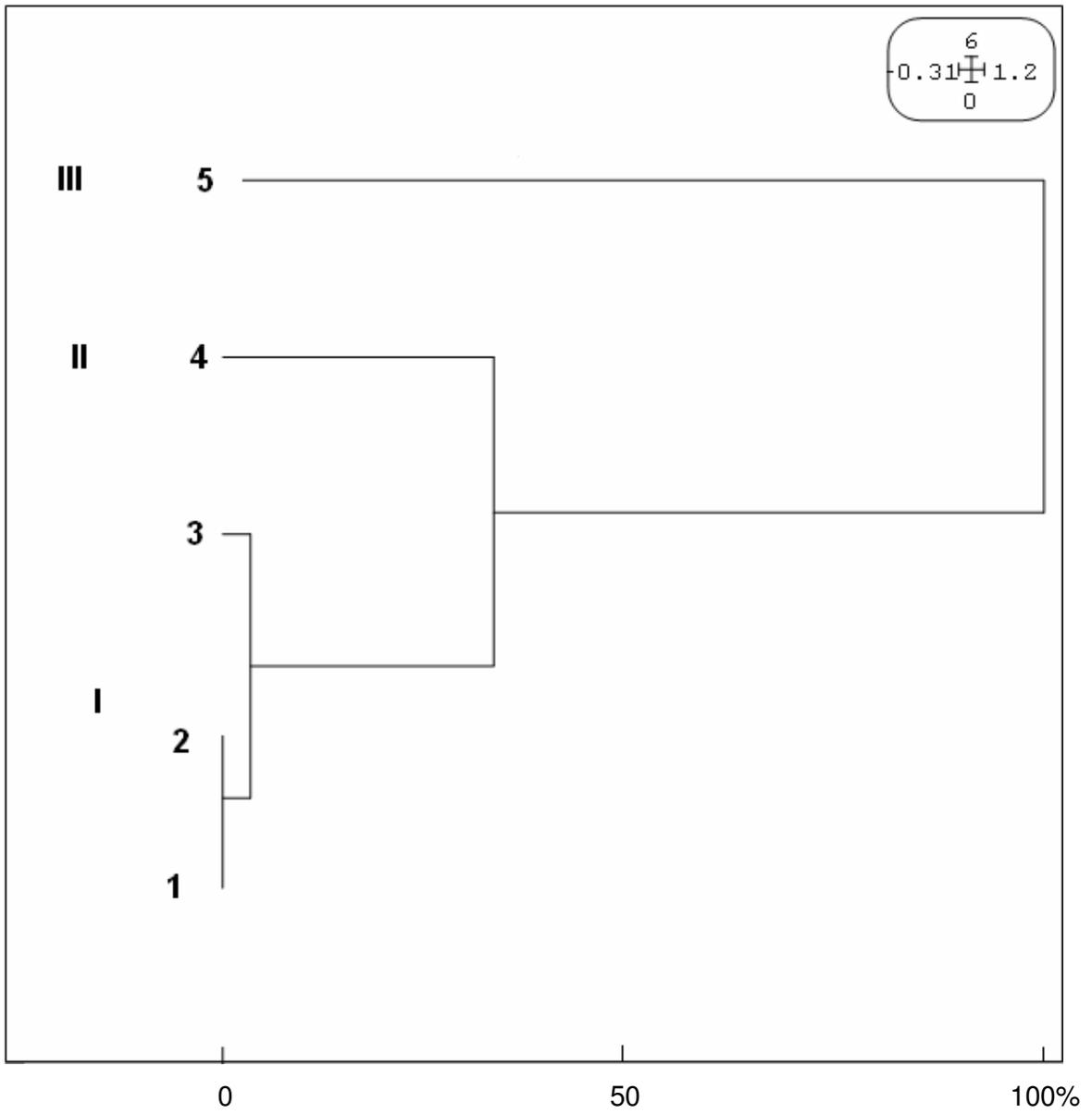


Figura 2: Dendrograma resultante da análise de clusters para os trechos amostrais no rio Meia Ponte, GO. Os números romanos indicam os grupos formados. A caixa no alto a direita indica a escala.

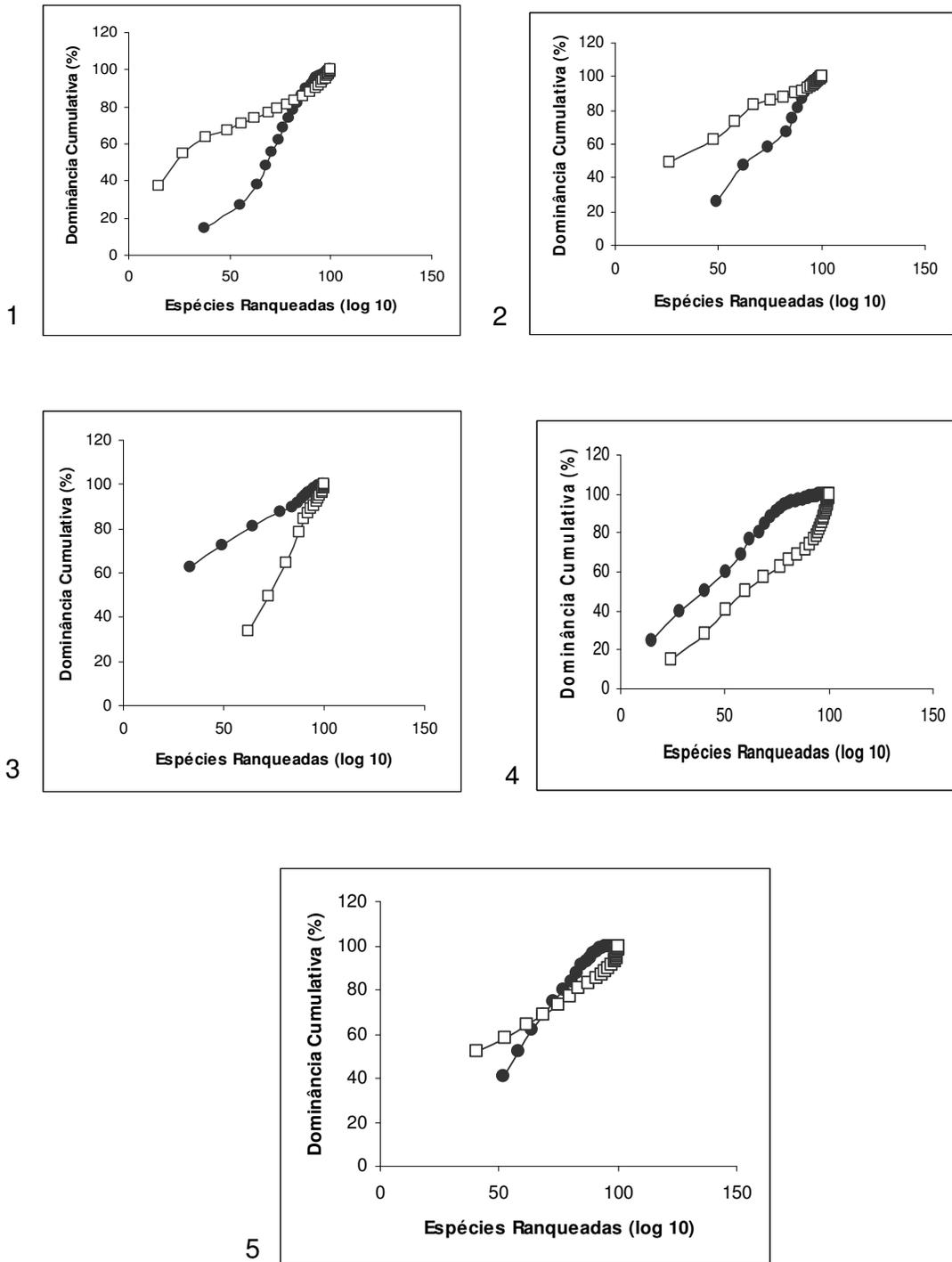


Figura 3: Curvas ABC por trecho amostrado (1 a 5) no canal principal do rio Meia Ponte. Círculos pretos = Abundância; quadrados = Biomassa.

Tabela V. Resultado da análise de regressão múltipla para os descritores ecológicos e as variáveis ambientais. Em negrito valores significativos ($p < 0,05$).

Descritor ecológico	Variável ambiental	Coefficiente angular (b)	p
Abundância	Largura da Calha	0,40	0.018
Índice de Shannon	Velocidade da Água	0,43	0.005

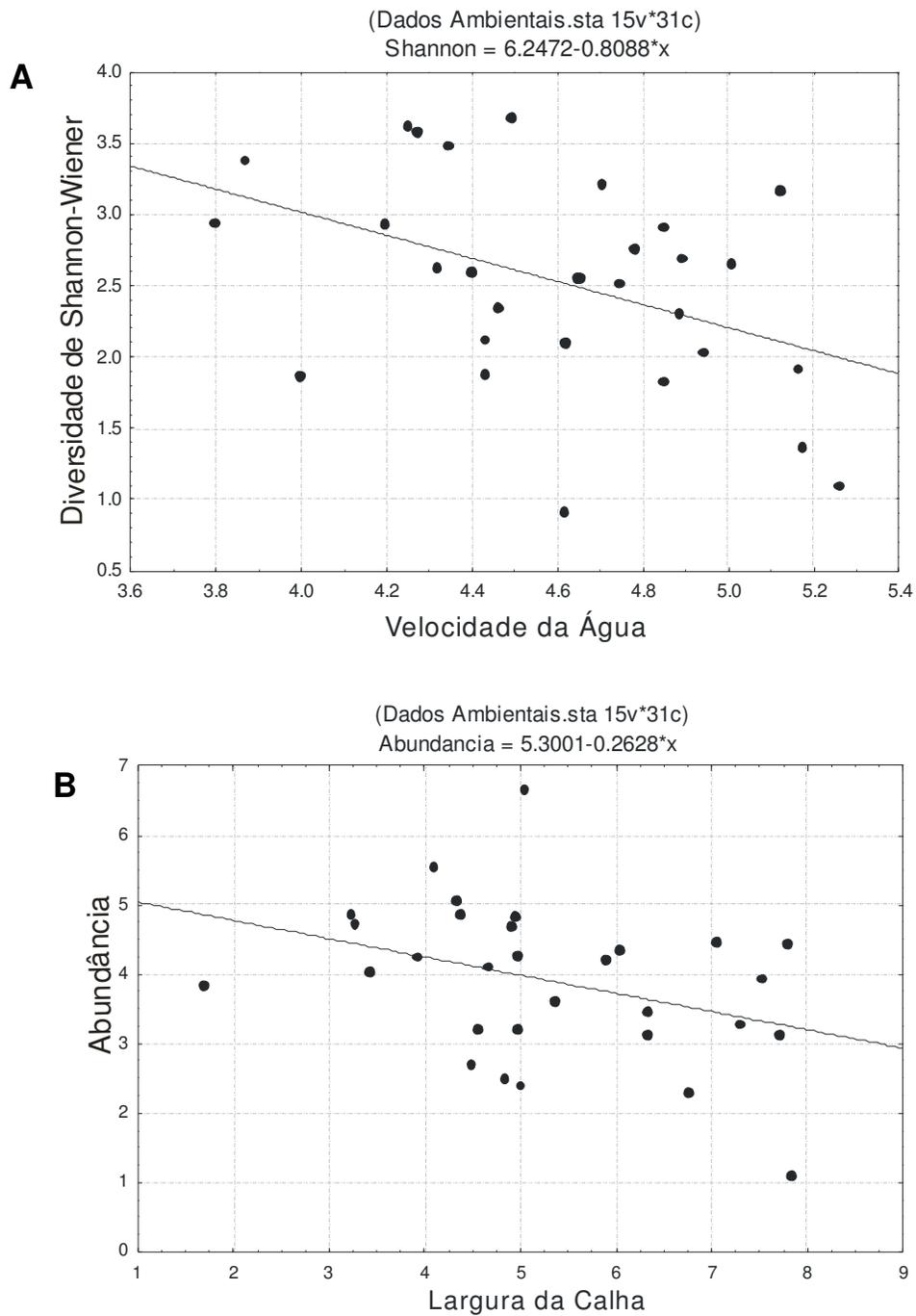


Figura 4: Relação entre o descritor Índice de diversidade de Shannon-Wiener e a velocidade da água (A) e entre a abundância e a largura da calha (B) resultantes das análises de regressão múltipla para as assembléias de peixes no rio Meia Ponte, GO.

neste estudo, nove correspondem a espécies consideradas exóticas, ou seja, espécies não nativas provenientes de outras bacias sul-americanas ou de outros continentes (WELCOMME, 1988). Destas espécies, cinco são provenientes de outras bacias sul-americanas (*Hypostomus* cf. *araguaiano*, *Leporinus affinis*, *Leporinus tigrinus*, *Pimelodus blochii*, *Serrasalmus eigenmanni*, *Serrasalmus rhombeus*, *Serrasalmus spilopleura*) e duas do continente africano (*Clarias gariepinus* e *Tilapia rendalli*) (FROESE e PAULY, 2007). As espécies coletadas pertencem predominantemente às ordens Characiformes e Siluriformes. Este padrão segue o encontrado para os rios sul-americanos (AGOSTINHO *et al.*, 2007), assim como para outros rios no alto rio Paraná em Goiás como no ribeirão Ouvidor (ARAÚJO e TEJERINA-GARRO, 2007) e nos afluentes do rio Meia Ponte (FIALHO *et al.*, 2007).

A análise Cluster indica que as assembléias de peixes dos trechos 1 e 2 são mais semelhantes entre si em relação a esta do trecho 3. Por sua vez, as assembléias destes três trechos se diferenciam das localizadas a jusante (4 e 5). Esta diferença também é expressa pela abundância e riqueza (trechos 2 e 4, em ambos os casos) mas não pela diversidade de Shannon-Wiener. O agrupamento dos peixes em dois grupos parece estar relacionado à presença do reservatório do Rochedo localizado a montante do ponto amostral 4, construção esta que representa a principal atividade impactante ao meio aquático (TEJERINA-GARRO, 2006). A ictiofauna a montante de uma barragem se caracteriza pela formação de metapopulações não naturais, em decorrência do impedimento dos movimentos migratórios, influenciando assim na estrutura genética das populações (AGOSTINHO *et al.*, 2007), e alterando o regime hidrológico, o qual influencia sobre a composição das espécies de peixes presentes a jusante e montante, e inclusive sobre os ciclos reprodutivos das mesmas (AGOSTINHO *et al.*, 1993; VAZZOLER *et al.*, 1997).

Nos trechos a montante a abundância é maior, notadamente no trecho 2 (1433 espécimes), que nos trechos a jusante (< 345), enquanto que a riqueza deste trecho (31 espécies) é menor que a observada no trecho 4 (37) e maior que esta no trecho 5 (25). A montante do trecho amostral 2 está localizada a desembocadura do ribeirão Anicuns, o qual é o corpo receptor de efluentes domésticos sem tratamento (Agência Ambiental do Estado de Goiás, 2005), enquanto que a jusante do mesmo se encontra o emissário da Estação de

Tratamento de Esgotos/SANEAGO, pelo qual são eliminados os resíduos de matéria orgânica resultantes do tratamento dos esgotos domésticos da cidade de Goiânia, os quais disponibilizam alimento para os peixes funcionando assim como um atrativo para estes. De acordo com Agostinho et al. (1999), a incorporação de matéria orgânica ao sistema aquático favorece a proliferação de peixes principalmente de pequeno porte, em decorrência do acentuado alimento disponível. Isto pode explicar em parte os elevados valores de abundância observados neste trecho amostral. Resultados similares também foram observados no rio Tietê (AGOSTINHO et al., 2007), onde mesmo com elevado impacto antrópico foram observados elevados valores de abundância da ictiofauna. Entretanto, a poluição por matéria orgânica resultante dos esgotos domésticos não necessariamente influencia positivamente a riqueza de espécies, desde que em ambientes poluídos as assembléias de peixes se caracterizam por apresentar poucas espécies, porém abundantes (MAGURRAN, 2003). Isto explicaria, em parte, a menor riqueza observada no trecho 2 com relação ao 4. Este último trecho apresentou uma elevada riqueza e diversidade da ictiofauna em relação aos outros trechos. Esta situação pode estar relacionada à presença da barragem que impede a passagem dos peixes favorecendo assim o acúmulo dos mesmos, influenciando no aumento da riqueza e da diversidade. No caso da baixa riqueza observada no ponto 5, esta pode estar relacionada com os efeitos negativos do represamento sobre as assembléias de peixes a jusante observadas tanto em regiões temperadas (GLOWACKI e PENCZAK, 2000; QUINN e KWAK, 2003) como tropicais (MERONA et al., 2001; BRITSKI, 1994; HOFFMANN et al., 2005; AGOSTINHO e JÚLIO Jr., 1999; AGOSTINHO et al., 2007). Entretanto, as capturas podem ter sido influenciadas pelo efeito de diluição provocado pelas chuvas além do volume de água em se tratando do trecho 5, o qual apresenta uma calha naturalmente mais larga e profunda que dos trechos 2 e 4.

Neste estudo, o número de espécies constantes decresce na direção cabeceira-desembocadura enquanto que as acessórias e ocasionais apresentam padrão inverso. Este resultado parece corroborar a influência dos efluentes domésticos na disponibilidade de alimento, tais como larvas de insetos (Chironomidae) nos afluentes da bacia em estudo (Fialho et al., 2008), e conseqüentemente na permanência dos peixes no local como no caso de

Eigenmannia trilineata, constante no trecho amostral 2, onde a presença de matéria orgânica e nutrientes pode favorecer a presença dos itens dos quais se alimenta, ou seja, zooplâncton (RESENDE et al., 2000) e zoobentos (Chironomidae; Pelicice e Agostinho, 2006), e da espécie onívora *Clarias gariepinus* (TEUGELS, 1986), presente e constante apenas nos trechos 1 e 2. Por outro lado, a constância de *Salminus hilarii* no trecho 1, pode estar relacionada i) com os seus hábitos migratórios com fins reprodutivos, desde que esta espécie se desloca das regiões baixas (neste caso o trecho 3) em direção a cabeceira onde se reproduz (SHIBATTA et al., 2007); ii) com a qualidade do ambiente desde que esta está associada a ambientes pouco alterados (CETRA e PETRERE, 2007), como é o caso do trecho 1 neste estudo indicado pelos resultados das curvas ABC. O elevado número de espécies acessórias e ocasionais nos trechos 3, 4 e 5 parece estar vinculado à presença do reservatório do Rochedo, no caso do trecho 3, e à proximidade com o rio Paranaíba e à dificuldade de se deslocar rio acima devido à presença da represa do Rochedo, no caso dos trechos 4 e 5. Entretanto, esta última situação não parece se aplicar a todas as espécies sejam estas migradoras (*Prochilodus nigricans*, *Leporinus friderici*) ou não (*Astyanax altiparanae*, *A. eigenmanniorum*, *Hypostomus margaritifer*, *H. regani*) (AGOSTINHO et. al., 2007). A interferência representada pela barragem do Rochedo parece também se refletir nos resultados encontrados pela curvas ABC, as quais indicam que os trechos 3 – 4 estão perturbados pois a abundância é dominante em relação à biomassa, e o 5 moderadamente perturbado.

Neste estudo duas variáveis hidrológicas a largura da calha e a velocidade da água estruturam as assembléias de peixes. Esta relação é expressa da seguinte maneira: o aumento da largura da calha principal implica na diminuição da abundância de peixes, enquanto que o aumento da velocidade da água está vinculado à diminuição da diversidade de Shannon-Wiener. Em condições naturais e considerando o sentido cabeceira-foz, a largura da calha de um rio tende a aumentar e a velocidade da água a diminuir, apesar que esta última pode se alterar (corredeiras e remansos) ao longo do curso de água. De acordo com Schafer (1985) essa variação exerce forte influência sob a composição das comunidades. A velocidade da água é considerada o fator ecológico de maior importância em ambientes lóticos,

controlando a ocorrência das espécies, sendo um parâmetro chave da composição do habitat (HYNES, 1970; SCHAFER, 1985). Esta variável, juntamente com a largura da calha, interfere no tamanho e quantidade de habitats disponíveis para os peixes (TEJERINA-GARRO et al., 2005). Ainda, de acordo com o conceito do rio contínuo (VANNOTE et al., 1980), a heterogeneidade do habitat aumenta no sentido cabeceira-foz, ou seja, o incremento do espaço (largura da calha) e a diminuição da velocidade da água favorece o aumento da disponibilidade de habitats, influenciando assim nos atributos ecológicos da ictiofauna como a abundância, riqueza e diversidade. Entretanto, os resultados neste estudo seguem parcialmente os princípios deste conceito desde que nas regiões de cabeceira (trecho 1) uma maior abundância de peixes corresponde a uma menor largura da calha e uma maior diversidade está relacionada a uma menor velocidade da água, enquanto que no trecho 5 a situação é inversa. Sendo assim, a baixa velocidade da correnteza no trecho 1 favoreceria a exploração pelos peixes dos microhabitats disponíveis (vegetações arbustivas marginais, troncos, galhos e rochas submersas), os quais provêm alimento, abrigo e proteção contra a correnteza (BROWN, 1975). Em condições de elevada correnteza (trecho 5), apesar de apresentar uma maior disponibilidade de alimentos, a obtenção dos mesmos implica num custo metabólico maior para a permanência na coluna de água sendo que a habilidade na localização e captura do alimento diminui (HOUGHES e DILL, 1990; HILL e GROSSMAN, 1993; RAO, 1968). Entretanto, os resultados obtidos podem também estar relacionados com as alterações ambientais presentes, isto é, modificações do ambiente menos severas nos trechos 1, 2 e 5, e alterações severas (presença de lagos, barragens, efluentes orgânicos, lixo) nos trechos 3 e 4.

5. CONCLUSÃO

O ambiente terrestre da bacia em estudo é caracterizado por intensa pressão antropogênica resultante do seu uso múltiplo. Esta pressão modifica também o meio aquático incluindo o componente biótico, neste caso as assembléias de peixes. Estas apresentam diferenças ao longo da calha

principal expressa pela riqueza, abundância e diversidade, em consequência, principalmente, da presença de um reservatório hidroelétrico e dos efluentes domésticos, os quais influenciam na velocidade da água e a largura da calha, as quais por sua vez estruturam as assembléias de peixes do rio Meia Ponte.

Os resultados encontrados podem ajudar no planejamento da conservação, bem como na predição da qualidade deste ambiente frente às modificações ambientais ocorridas pela interferência antrópica. No entanto, é necessário desenvolver outros estudos relacionados com a qualidade do ambiente aquático e a relação deste com sua ictiofauna, a fim de proporcionar maior conhecimento a respeito das consequências da influencia antrópica no meio aquático, como também contribuindo para um modelo de gestão do uso racional dos recursos hídricos.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCIA AMBIENTAL DE GOIÁS, 2004. **Relatório Meia Ponte. Goiânia – Goiás.**

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICLE, F. M. 2007. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil.** UEM, Paraná, PR, Brasil.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I; JÚLIO JR, H. F. 1999. Riscos da implantação de cultivos de espécies exóticas em tanques-redes em reservatórios do rio Iguaçu. **Cadernos de Biodiversidade**, 2 (2):1-9.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR., H. F. 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná. Pages 374-400, in R. H. Lowe-McConnell (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.** EDUSP, São Paulo,SP, Brasil.

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

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. S. M. A.; GOMES, L. C.; OKADA, E. K. 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fase del ciclo de vida, en la planície de inundación del alto rio Paraná y embalse de Itaipu, Parana, Brasil. **Revue D'Hydrobiologie Tropicale** 26 (1):79–90.

AMARAL, E. 1968. Análise harmônica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**,3: 7-43.

ANGELO, H. **Cobertura florestal na propriedade rural:** um método de análise. Curitiba, 1985. 84p. (Tese-Mestrado-UFPR).

ARAÚJO, F. G. 1998, Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, 58 (4): 547 – 558.

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

BDPRO, 1997. BioDiversity Professional ©. **The natural History Museum and The Scottish Association For Marine Science.**

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

BRITSKI, H. A. Conhecimento atual das relações filogenéticas de peixes neotropicais. In: AGOSTINHO, A. A.; BENEDITO-CECÍLIO, E. 1992. Situação atual e perspectiva da ictiologia no Brasil (Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia). Maringá: Ed. da UEM, 1992. 6: 42 – 57.

BROWN, V. M. 1975. Fishes. 199 – 229. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. e PERES-NETO, P. R. (Ed.) **Ecologia de peixes de riacho**. Série Oecologia Brasiliensis V. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ. Rio de Janeiro. 260p.

CARVALHO, A. R.; ROMAGNOLO, M. B.; ANGELINI, R. 2001. Diversidade florística entre matas de várzea da Bacia Amazônica e da planície inundável do Rio Paraná. **Ciências Biológicas e do Ambiente**, 3(1): 67 – 84.

CASTRO, R. M. C.; MENEZES, N. A. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do estado de São Paulo. In: CASTRO, R. M. C., (ed). 1998. **Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento**

ao final do século XX, Vol.6 Vertebrados. São Paulo, WinnerGraph – FAPESP, 71 p.

CETRA, M. & PETRERE JR., M. 2007. Associations between fish assemblage and riparian vegetation in the Corumbataí River Basin (SP). *Braz. J. Biol.*, 67(2):191-195.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. W. 1994. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.** [S.l.]: Plymouth Marine Laboratory, 859 p.

DAJOZ, R. 1978. **Ecologia Geral.** Editora Vozes Ltda. Rio de Janeiro. 472p.

DONI, M. V. 2004. **Análise de Cluster: Métodos Hierárquicos e de Particionamento.** 91 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Sistemas de Informação) - Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo.

DRAPER, N. R.; SMITH, H. 1981. **Applied regression analysis.** 2 ed. Wiley. 709 p.

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

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

FIALHO, A.; TEJERINA-GARRO, F. L. 2004. **Peixes do Rio Meia Ponte, GO.** Série didática 12. Editora da Universidade Católica de Goiás. Goiânia. 105 p.

FROESE, R.; PAULY, D. Editors. 2007. **FishBase - World Wide Web electronic publication.** version (10/2007). www.fishbase.org.

- GALINKIN M., 2003. **GeoGoiás 2002**. M. Galinkin (ed.). Agência Ambiental do Estado de Goiás, Fundação CEBRAC, PNUMA, SEMARH. Brasília, 272p.
- GAMA, M. P. 1980. **Bases da análise de grupamento** ("Cluster analysis"). (Tese-Mestrado -UNB), Brasília, 229p.
- GLOWACKI, L.; PENCZAK, T. 2000. Impoundment impact on fish in the Warta River: species richness and sample size in the rarefaction method. **Journal of Fish Biology**, 57: 99–108.
- HILL, J.; GROSSMAN, G. D. 1993. An Energetic Model of Microhabitat Use for Rainbow Trout and Rosyside Dace. **Ecology**, 74 (3): 685-698.
- HOFFMANN, A. C.; ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. 2005. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Cativara), Rio Parapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. **Iheringia, Sér. Zool.**, 95 (3):319-325.
- HOUGHES, N. F.; DILL, L. M. 1990. Position choice by drift-feeding salmonids model and test for article (*Thymallus arcticus*) in subarctic mountain streams. **Can. Jour. Fish. Aquat. Scie.** 39: 1502 – 1511.
- HYNES, H. B. N. 1970. **Ecology of running waters**. Ontario; University of Toronto. 579 p.
- IMHOF, J. G.; FITZGIBBON, J.; ANNABLE, W. K. 1996. A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystem for fish habitat. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 53(1): 312 – 326.
- KARR, J. R. 1981. Assessment of Biotic Integrity using fish communities. **Fisheries**, 6 (6): 21 – 27.
- KREBS, C. J. 1989. **Ecological Methodology**. New York: Harper e Row. 620p.

LAMBSHED, P. J. D.; PLATT, H. M.; SHAW, K. M. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J. Natur. Hist.*, 17: 859–874.

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

LOWE-McCONNELL, R. H. 1999. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP. 534p.

MCINTOSH, R. P. 1966. An index of diversity and the relation of certain concepts of diversity. *Ecology*, 48 (3): 392 – 404.

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

MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. A. R. 2001. Biological Quality of Waters From an Impacted Tropical Watershed (Middle Rio Doce Basin, Southeast Brazil) Using Benthic Macroinvertebrate Communities as an Indicator. *Hydrobiologia*, 457: 69 – 76.

MARTINELLI, L.A.; SILVA A. M.; CAMARGO P. B.; MORETTI L. R.; TOMAZELLI, A. C.; SILVA D. M. L.; FISCHER E. G.; SONODA K. C.; SALOMÃO M. S. M. B. 2002. Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do estado de São Paulo. *Biota Neotropica* 2: 1 – 18.

MENEZES, N.A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. In Biodiversity in Brazil (C.E.M. Bicudo & N.A. Menezes, eds.). CNPq, São Paulo, 289-295 p.

- MENNI, R. C.; GOMEZ, S. E.; LOPEZ-ARMENGOL, F., 1996. Subtle relationships: freshwater fishes and water chemistry in southern South America. *Hydrologia*, 328 (3): 173 – 197.
- MÉRONA, B.; SANTOS G. M.; ALMEIDA, R. G, 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 60: 375–392.
- MOREIRA, A.M. 1985. **Metodologia para definir padrões pluviométricos-caso: cerrados brasileiros.** (Tese-Mestrado-UNB), Brasília, 120p.
- OBERDORFF, T.; TEDESCO, P. A.; LASSO, C. A.; ZAPATA, M.; HUGUENY, B. 2005. Evidence of history in explaining diversity patterns in tropical riverine fish. *Journal of Biogeography*, 32 (11): 1899–1907.
- PAVANELLI, C.S. GRAÇA, W. JR.; ZAWADZKI, C. H.; BRITSKI, H. A.; VIDOTTI, H. A.; AVELINO, G. S.; VERISSIMO, S. 2007. Fishes from the Corumbá Reservoir, Paranaíba River drainage, upper Paraná River basin, State of Goiás, Brazil. *Check list*, 3 (1): 58 – 64.
- PIELOU, E.C. 1975. **Ecological diversity.** New York. John Wiley and Sons.
- QUINN, J. W. ; KWAK, T. J. 2003. Fish assemblage changes in an Ozark River after impoundment: A long-term perspective. *Transactions of the American Society*, 132: 110–119.
- RAO, G. M. M. 1968. Oxygen consumption of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in relation to activity and salinity. *Can. Jour. Zool.*, 46: 781 – 786.
- RESENDE, E. K., 2000. Trophic structure of fish assemblages in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 60 (3): 389 – 403.

SCHAEFER, S.A. 1998. Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In: **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes**. L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M.S. Lucena & C.A.S. Lucena (eds.). EDIPUCRS, Porto Alegre, 364-400 p.

SCHAFER, A. 1985. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. UFRS, Porto Alegre, 532 p.

SCHEINER, S. M; GUREVITCH. J. 1993. **Design and analysis of ecological experiment**. Chapman and Hall, New York. 434p.

SHIBATTA, O. A.; GALVES, W.; JEREP, F. C. 2007. Fish, Taquara river basin, northern of the state of Paraná, Brazil. **Check List**, 3 (3): 253 – 259.

STATSOFT INC., 2003. **STATISTICA 6.0**. Disponível em <http://www.statsoft.com>.

TEJERINA-GARRO, F. L. 2006. Biodiversidade e impactos ambientais no Estado de Goiás: o meio aquático. In: Cleonice Rocha; Francisco Leonardo Tejerina-Garro; José Paulo Pietrafesa. (Org.). **Cerrado, sociedade e ambiente: desenvolvimento sustentável em Goiás**. Goiânia: Editora da Universidade Católica de Goiás, v. 1, p. 1-31.

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

TEJERINA-GARRO, F. L.; MÉRONA, B. 2001. Gill net sampling standardisation in large rivers of French Guiana (South America). **Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture**, 357/360: 227 – 240.

TEUGELS, G. G. 1986. A systematic revision of the African species of the genus *Clarias* (Pisces, Clariidae), ***Annales du Musée Royal de l'Afrique Centrale***, 247: 1-199.

THIOULOUSE J.; CHESSEL, D.; DOLEDEC, S. OLIVER, J.M.; GOREAUD,F.; PELESSIER, R. 2001. **Ecological data analysis: exploratory and Euclidian in Environmental Sciences**. Version 2001 ©CNRS 1995 – 2001.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; GUSHING, E. 1980. The river continuum concept. ***Can. J. Fish. Aquat. Sci.***, 37: 130-137.

VAZZOLER, A. E. A. (Ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: Eduem, 1997. 249-265 p.

WARWICK, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. ***Marine Biology***, 1(92): 557-562.

WELCOMME, R. L. 1988. **International introductions of inland aquatic species**. FAO Fisheries Technical Paper. 318 p.

WILSON, J. B. 1991. Methods for fitting dominance/diversity curves. ***J. Veg. Sci.***, (2): 35-46.

Anexo A

Número de indivíduos (n) e biomassa (b) em gramas por espécie coletada na calha principal do rio Meia Ponte, GO.

ORDEM	n	b	ORDEM	n	b
Familia			Familia		
<i>Genero e espécie</i>			<i>Genero e espécie</i>		
CHARACIFORMES			Gymnotidae		
Acestrorhynchidae			<i>Gymnotus carapo</i>	11	261.67
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	1	34.77	Sternopygidae		
Anastomidae			<i>Eigenmannia trilineata</i>	12	208.6
<i>Leporinus affinis</i>	5	274.47	PERCIFORMES		
<i>Leporinus friderici</i>	43	10995.30	Cichlidae		
<i>Leporinus sp</i>	10	2045.38	<i>Aequidens sp.</i>	1	26.41
<i>Leporinus striatus</i>	19	352.82	<i>Apistogramma sp</i>	1	4.49
<i>Leporinus tigrinus</i>	3	182.06	<i>Cichlasoma paranaense</i>	2	144.3
<i>Leporinus trifasciatus</i>	4	3828.86	<i>Crenicichla britskii</i>	7	148.79
<i>Schizodon altoparanae</i>	12	3878.56	<i>Geofagus brasiliensis</i>	4	293.09
<i>Schizodon vittatus</i>	1	134.86	<i>Tilapia rendalli</i>	2	394.28
Characidae			SILURIFORMES		
<i>Astyanax altiparanae</i>	332	5883.26	Ceyopsidae		
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	882	6751.81	<i>Cetopsis sp</i>	1	16.78
<i>Astyanax fasciatus</i>	183	1261.35	Clariidae		
<i>Bryconamericus sp</i>	8	8.74	<i>Clarias gariepinus</i>	11	15325.53
<i>Galeocharax knerii</i>	20	8021.9	Doradidae		
<i>Knodus sp</i>	12	10.57	<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	104	6388.03
<i>Piabina argentea</i>	17	18.08	Heptapteridae		
<i>Planaltina myersi</i>	1	0.83	<i>Imparfinis sp</i>	1	8.2
<i>Roebooides cf. myersi</i>	5	54.72	<i>Rhamdia quelen</i>	35	3144.35
<i>Salminus brasiliensis</i>	1	1237.68	Loricariidae		
<i>Salminus hilarii</i>	14	2580.92	<i>Hypostomus ancistroides</i>	270	23475.33
<i>Serrapinnus sp</i>	1	0.32	<i>Hypostomuscf araguaiano</i>	123	12210.72
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	1	208.75	<i>Hypostomuscf pauciradiatus</i>	1	70.08
<i>Serrasalmus maculatus</i>	3	32.98	<i>Hypostomus margaritifer</i>	106	9168.19
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	7	379.94	<i>Hypostomus regani</i>	103	10109.83
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	1	71.24	<i>Hypostomus sp</i>	10	353.2
Curimatidae			<i>Hypostomus sp2</i>	17	377.23
<i>Cyphocharax modestus</i>	2	16.9	<i>Hypostomus sp4</i>	1	25.28
<i>Steindachnerina insculpta</i>	28	374.33	<i>Megalancistrus parananus</i>	2	164.37
Cynodontidae			<i>Neoplecostomus parananus</i>	11	290.01
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	6	2090.06	<i>Pterygoplichthy sp</i>	1	43.33
Erythrinidae			<i>Rineloricaria latirostris</i>	5	386.06
<i>Hoplias malabaricus</i>	49	10531.18	Pimelodidae		
Parodontidae			<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	2	1870.03
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	16	197.66	<i>Megalonema platanum</i>	1	9.93
<i>Apareiodon piracicabae</i>	3	31.26	<i>Pimelodus blochii</i>	9	1308.91
<i>Parodon nasus</i>	3	27.5	<i>Pimelodus maculatus</i>	15	2292.9
Prochilodontidae			<i>Pimelodus sp</i>	92	435.18
<i>Prochilodus lineatus</i>	81	54580.35	<i>Pinirampus pirinampu</i>	1	603.41
GYMNOTIFORMES					

