

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**AVALIAÇÃO ESPACIAL DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DA
ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DE TRIBUTÁRIOS DA
BACIA TOCANTINS-ARAGUAIA, BRASIL CENTRAL**

TATIANA LIMA DE MELO

São Carlos, SP

2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**AVALIAÇÃO ESPACIAL DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DA
ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DE TRIBUTÁRIOS DA
BACIA TOCANTINS-ARAGUAIA, BRASIL CENTRAL**

TATIANA LIMA DE MELO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e de Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret

Co-orientador: Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro

São Carlos, SP

2011

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

M528ae

Melo, Tatiana Lima de.

Avaliação espacial das variáveis ambientais e da estrutura trófica da ictiofauna de tributários da Bacia Tocantins-Araguaia, Brasil Central/ Tatiana Lima de Melo. -- São Carlos : UFSCar, 2011.

71 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2011.

1. Ictiologia. 2. Rios e riachos. 3. Guildas tróficas. I. Título.

CDD: 597 (20^a)

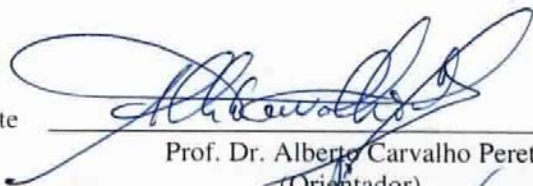
Tatiana Lima de Melo

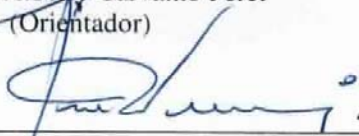
**AVALIAÇÃO ESPACIAL DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DA ESTRUTURA
TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DE TRIBUTÁRIOS DA BACIA TOCANTINS-
ARAGUAIA, BRASIL CENTRAL**


Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos
requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

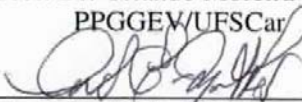
Aprovada em 10 de maio de 2011

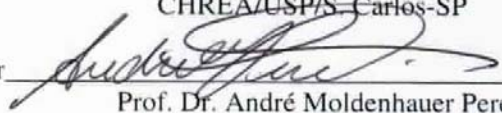
BANCA EXAMINADORA

Presidente 
Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret
(Orientador)

1º Examinador 
Prof. Dr. José Roberto Verani
PPGERN/UFSCar

2º Examinador 
Prof. Dr. Orlando Moreira Filho
PPGGEW/UFSCar

3º Examinador 
Prof. Dr. Carlos Eduardo Matheus
CHREA/USP/S. Carlos-SP

4º Examinador 
Prof. Dr. André Moldenhauer Peret
IIE/São Carlos-SP

Ao meu pai:
Cesar Enrique de Melo

À minha mãe:
Darsone Martins Lima

Ao meu irmão:
Cesar Enrique de Melo Junior

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, professor Dr. Alberto Carvalho Peret, pela orientação, sugestões e dedicação. E ainda, muito obrigada pela atenção e prontidão na entrega dos documentos junto à secretária do programa.

Ao meu co-orientador, professor Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro, pela valiosa co-orientação, incentivo, sugestões, amizade e (muita) paciência.

Ao meu pai, Dr. Cesar Enrique de Melo, pelo apoio e conselhos, dos quais não vivo sem, profissional e pessoalmente.

À equipe do Centro de Biologia Aquática, em especial ao técnico Waldeir Francisco de Menezes e aos meus amigos (fera) Nicelly Braudes Araújo, Leonardo de Assis Ítalo e Roberto Leandro da Silva por todo o apoio nas coletas de campo E à Pontifícia Universidade Católica de Goiás pelo apoio logístico.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa e financiamento do projeto 471283/2006-1 e pela bolsa de doutorado concedida.

À minha mãe, Darsonne Martins Lima, meu irmão, Cesar Enrique de Melo Junior, e minhas tias, Nilda, Vanda e Lina, pela enorme paciência e carinho. Aos meus familiares, em geral, por toda a compreensão. Aos amigos, Cíntia Delgado da Silva, Cristhiana Paula Röpke, Eliete Francisca da Silva, Samuel Elias da Silva, Cristhiane Barbosa, Thiago Bernardi e Bruno Bastos Gonçalves pelo apoio moral.

Enfim, a todos aqueles que me ajudaram direta e indiretamente, muito obrigada!!!

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
OBJETIVOS	4
MATERIAL E MÉTODOS	4
Área de estudo	4
Metodologia	6
CAPÍTULO 1: Comparação da ictiofauna e caracterização das variáveis ambientais nos tributários das bacias Tocantins e Araguaia, Brasil Central	9
Resumo	9
Abstract	9
Introdução	10
Material e métodos	11
Área de estudo	11
Protocolo amostral	12
Análise de dados	14
Resultados	15
Discussão	21
Referências bibliográficas	27
CAPÍTULO 2: Variação espacial da estrutura trófica da ictiofauna em rios e riachos da bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia, Brasil	32
Resumo	32
Abstract	32
Introdução	33
Material e métodos	34
Área de estudo	34
Protocolo amostral	35
Análise de dados	38
Resultados	38
Discussão	44
Referências bibliográficas	51
CONCLUSÕES GERAL	57
CONSIDERAÇÕES FINAIS	57

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS	58
APÊNDICE	68

LISTA DE TABELAS E FIGURAS

Figura 1 – Vista parcial dos ambientes aquáticos amostrados neste estudo nas seções alta (A) e média (B) do rio Araguaia e na bacia do rio Tocantins (C) 5

Figura 2 – Área de estudo com localização dos rios e riachos amostrados por bacia no estado de Goiás. Goiânia = capital do estado. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 29 = riacho 7 Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru 7

CAPÍTULO 1

Figura 1 – Área de estudo com localização dos rios e riachos amostrados por bacia no estado de Goiás. Goiânia = capital do estado. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 29 = riacho 7 Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru 13

Figura 2 – Resultado da ANOVA da biomassa (CPUE) para comparação entre os locais amostrados nas bacias hidrográficas Araguaia e Tocantins. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 29 = riacho 7 Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru 16

Figura 3 – Resultado da ANOVA para comparação da biomassa da ictiofauna (CPUE) dos riachos amostrados nas bacias Araguaia e Tocantins. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8= riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 29 = riacho 7 Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata 17

Figura 4 – Resultados da ANOVA da biomassa da ictiofauna (CPUE) (A) e ordenação resultante da PCA para variáveis ambientais dos riachos (B) e rios (C) da bacia Araguaia. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8= riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I 19

Figura 5 – Resultados da ANOVA da biomassa da ictiofauna (CPUE) (A) e ordenação resultante da PCA para variáveis ambientais dos riachos (B) e rios (C) da bacia do Tocantins. 29 = riacho 7 Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru 20

CAPÍTULO 2

Figura 1 – Área de estudo com localização dos rios e riachos amostrados por bacia no estado de Goiás. Goiânia = capital do estado. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8= riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 29 = riacho 7 Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru 37

Figura 2 – Riqueza de espécies por guilda trófica nos rios e riachos amostrados na bacia Tocantins-Araguaia 40

Figura 3 – Similaridade entre os rios (R) e riachos (S) amostrados nas bacias Araguaia (A) e Tocantins (T) considerando a CPUE de biomassa da ictiofauna por guilda trófica. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5

= riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8= riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 29 = riacho 7 Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru 41

Figura 4 – Similaridade entre os rios (R) e riachos (S) amostrados na bacia do rio Araguaia (A) considerando a CPUE de biomassa da ictiofauna por guilda trófica. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8= riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I 42

Figura 5 – Similaridade entre os rios (R) e riachos (S) amostrados na bacia do rio Tocantins (T) considerando a CPUE de biomassa da ictiofauna por guildas tróficas. 29 = riacho 7 Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru 43

Figura 6 – Similaridade entre os rios (R) amostrados nas bacias Araguaia (A) e Tocantins (T) considerando a CPUE de biomassa da ictiofauna por guildas tróficas. 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru 45

Figura 7 – Similaridade entre os riachos (S) amostrados nas bacias Araguaia (A) e Tocantins (T) considerando a CPUE de biomassa da ictiofauna por guildas tróficas. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8= riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 29 = riacho 7 Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata 46

APÊNDICE	68
Apêndice A – Biomassa, dados limnológicos e detrito orgânico amostrados nos rios e riachos afluentes da bacia do rio Araguaia	68
Apêndice B – Biomassa, dados limnológicos e detrito orgânico amostrados nos rios e riachos afluentes da bacia do rio Tocantins	69
Apêndice C – Riqueza de espécies por guildas tróficas amostradas nos rios e riachos afluentes da bacia Tocantins-Araguaia	70

RESUMO

Este estudo tem como objetivo comparar a ictiofauna e caracterizar as variáveis físicas ambientais e a estrutura trófica da ictiofauna em tributários da bacia Tocantins-Araguaia, estado de Goiás. As coletas foram realizadas em 54 rios e riachos, sendo 28 tributários da bacia do rio Araguaia e 26 do rio Tocantins. Para a comparação da ictiofauna foi utilizada a CPUE da biomassa e para a caracterização das variáveis foram consideradas a altitude, a largura, a luminosidade, a profundidade, a turbidez, a velocidade da água e o detrito orgânico. A estrutura trófica foi determinada com base no hábito alimentar da ictiofauna através de análise de conteúdo estomacal e dados da literatura. Os resultados mostraram que a biomassa da ictiofauna apresenta diferença entre as bacias e rios e riachos coletados. As análises mostraram que os maiores valores de turbidez e velocidade da água foram mais significativos para os rios, enquanto que nos riachos a velocidade, a luminosidade e a largura foram mais importantes. A estrutura trófica da ictiofauna dos rios e riachos da bacia Tocantins-Araguaia foi representada por oito guildas tróficas (algívora, carnívora, detritívora, herbívora, invertívora, lepidófaga, onívora e piscívora), sendo composta principalmente por espécies onívoras, invertívoras, piscívoras e detritívoras. A heterogeneidade do habitat encontrada nos trechos amostrados pode ser o principal fator para as diferenças encontradas entre os rios e riachos estudados. Pois alguns dos trechos amostrados na bacia do rio Araguaia se encontram inseridos em uma planície inundável, enquanto que estes da bacia do rio Tocantins drenam áreas montanhosas.

Palavras-chave: peixes neotropicais, rios, riachos, guildas tróficas

ABSTRACT

This study aimed to compare the ichthyofauna and characterize the physical environmental variables and trophic structure of fishes in tributaries of the Tocantins-Araguaia, state of Goiás. The samples were collected in 54 streams and rivers, 28 tributaries of Araguaia River and 26 of Tocantins River. For comparison of the ichthyofauna was used CPUE biomass and for the characterization of the variables were considered the altitude, channel width, luminosity, channel depth, turbidity, water velocity and organic detritus. The trophic structure was determined based on the diet of the fish fauna through analysis of stomach contents and data from literature. The results showed that the biomass of fish fauna present difference between the basins and rivers and streams collected. The analysis showed that the highest values of turbidity and water velocity were more significant for rivers, while in the streams the velocity, luminosity and width were more important. The trophic structure of fish fauna of rivers and streams of the Tocantins-Araguaia was represented by eight trophic guilds (algivore, carnivore, detritivore, herbivore, invertivore lepidophage, omnivore and piscivore), being composed mainly omnivores, invertivores, piscivores and detritivores species of the fishes. The heterogeneity of habitat found in sites sampled may be the main factor for the differences between the rivers and streams studied. For some of the stretches sampled in the basin of Araguaia River are inserted in a flood plain, while those of the Tocantins River basin draining mountainous areas.

Key-words: neotropical fishes; ichthiobiomass; water velocity

INTRODUÇÃO GERAL

Os ambientes aquáticos são influenciados por mudanças na paisagem devido à hidrologia natural, erosão e deposição de sedimentos, os quais criam peculiaridades locais, como poços, corredeiras, ilhas e canais meândricos (Allan 2004). Essas características de rios e riachos tropicais influenciam na composição (Mendonça et al. 2005) e biomassa da ictiofauna (Pringle et al. 1988). Assim, distúrbios nos ambientes aquáticos criam mosaicos que contribuem para a biodiversidade, em alguns casos com a presença de espécies que só existem nesses locais, como, por exemplo, nas junções dos rios (Benda et al. 2004). Isso faz com que as assembléias de espécies de ambientes aquáticos, entre elas a de peixes, sejam características de cada local, sendo influenciadas pela qualidade e complexidade do ambiente (Allan 2004). Além disso, a colonização de habitats vai depender da proximidade entre os ambientes aquáticos e dos obstáculos que limitam a dispersão das espécies (Rahel 2007; Schlosser & Angermeier 1995). De acordo com Bistoni & Hued (2002) em um gradiente longitudinal, no sentido cabeceira-foz, há mudanças na abundância e biomassa da ictiofauna, fato esse que pode estar relacionado com as mudanças hidrogeomorfológicas dos ambientes aquáticos.

Características da paisagem da bacia hidrográfica, como inclinação e material das margens e do leito, vegetação marginal e suprimento de água e sedimento, são responsáveis pelas peculiaridades dos ambientes aquáticos (Allan 2004). E características locais, como hidrologia e geomorfologia, influenciam a comunidade aquática, controlando a dinâmica populacional e as interações bióticas (Jackson et al. 2001; Tejerina-Garro & Mérona 2001).

Os riachos são mais sensíveis aos distúrbios, de origem natural ou antrópica, os quais influenciam na assembléia de peixes e na disponibilidade de habitats (Fausch et al. 2002; Frissell et al. 1986). Muitos peixes usam os riachos como abrigo, no caso de algumas espécies de pequeno porte, e como locais de desova (Schlosser & Angermeier 1995). A movimentação dos peixes entre os riachos e os canais principais contribuiu para o aumento da ictiofauna nos ambientes aquáticos, tanto nos riachos quanto nos rios (Schlosser & Angermeier 1995; Smith & Kraft 2005). Além disso, os riachos são considerados como uma rede fluvial que aumenta a produtividade nos grandes rios devido ao transporte de nutrientes e sedimento (Huang et al. 2007).

Por outro lado, os rios são ambientes aquáticos largos e disponibilizam maior quantidade de habitats para o estabelecimento de espécies, além de não sofrer com

intensos distúrbios (Fausch et al. 2002). No caso de rios associados à planície de inundação, o pulso de inundação disponibiliza habitats e com isso esses ambientes têm maior produção de peixes e riqueza em espécies (Junk et al. 1989). A forte sazonalidade nos rios com planície inundável influencia a ictiofauna (Melo et al. 2007; Tejerina-Garro & Mérona 2010).

Em rios e riachos, considerados sistemas aquáticos lóticos, a velocidade do fluxo de água é um dos principais fatores para determinar as condições hídricas (Meybeck et al. 1996) como o substrato e a morfologia do canal (Giller & Malmqvist 2000; Huang et al. 2007), enquanto luz, temperatura e nutrientes tem maior influencia na produção aquática (Young & Huryn 1996). O fluxo unidirecional dos ambientes lóticos determina as mudanças abióticas em uma escala longitudinal (Jackson et al. 2001). Além disso, essa correnteza faz com que os rios e riachos sejam considerados os principais responsáveis pelo transporte de nutrientes e minerais no sentido montante-jusante de uma bacia hidrográfica (Allan & Flecker 1993). Por sua vez, o fluxo da água é influenciado por fatores relacionados com a paisagem da bacia hidrográfica, como tamanho e geologia, assim pequenas bacias têm escoamento médio com muita variação no fluxo de água, que pode ser forte ou fraco (Jackson et al. 2001; Meybeck et al. 1996), o qual determina a qualidade e as características do habitat (Gafny et al. 2000).

Os fatores abióticos possuem, também, grande influência na estrutura trófica dos ambientes aquáticos, determinando a qualidade e quantidade de presas em um determinado ambiente, como acontece com os piscívoros, conforme relatado por Jackson et al. (2001). Assim, a estrutura trófica dos rios e riachos é dependente do transporte de organismos, detritos e nutrientes (Vanni et al. 2005). Além disso, a disponibilidade de alimento pode variar dentro de um gradiente longitudinal influenciada pela paisagem ao redor e pela posição espacial dos rios e riachos (Woodward & Hildrew 2002). Em riachos de cabeceira a vegetação marginal determinará a base da estrutura trófica, podendo ser alóctone ou autóctone (Lecerf et al. 2005; Winemiller et al. 2008).

Recursos alóctones como detritos vegetais e invertebrados terrestres são mais consumidos por peixes de riachos, enquanto que nos rios a utilização de itens de origem autóctone, como invertebrados aquáticos e peixes, é mais comum (Lowe-McConnell 1999; Mérona et al. 2008). As guildas tróficas dos peixes detritívoros, invertívoros aquáticos e/ou terrestres, piscívoros e herbívoros são as mais encontradas na estrutura trófica dos rios e riachos neotropicais (Abelha et al. 2001; Alvim & Peret 2004;

Goulding et al. 1988; Jepsen & Winemiller 2002; Melo et al. 2004; Mérona et al. 2003). Além disso, a plasticidade alimentar é uma característica marcante da ictiofauna de rios e riachos tropicais (Abelha et al. 2001), provavelmente por causa da heterogeneidade e dinâmica dos ambientes fluviais.

A alimentação generalista ou mudanças ontogenéticas na dieta alimentar de algumas espécies de peixes podem estar relacionadas com a disponibilidade dos recursos alimentares (Jackson et al. 2001). A onivoria, caracterizada como o consumo de diversos tipos de alimento, está relacionada à ictiofauna de ambientes efêmeros, como, por exemplo, rios associados à planície de inundação (Abelha et al. 2001; Tejerina-Garro & Mérona 2010) e riachos de cabeceira (Winemiller et al. 2008). Algumas espécies de peixes se tornam oportunistas em uma determinada época quando há baixa disponibilidade da presa. Por exemplo, os piscívoros podem complementar sua dieta com invertebrados e o consumo de detritos pode suprir a escassez da presa favorita de algumas espécies onívoras (Schaus et al. 2002). Por outro lado, os ambientes aquáticos tropicais também apresentam espécies de peixes especialistas, que utilizam apenas um tipo de item alimentar em sua dieta. Algumas dessas espécies estão presentes apenas nos ambientes sulamericanos, como os lepidófagos que se alimentam de nadadeiras e escamas (Goulding et al. 1988; Winemiller & Jepsen 1998).

Os ambientes aquáticos vêm sofrendo intensos processos de degradação, resultando em perdas e danos para a estrutura e composição da ictiofauna (Dias & Tejerina-Garro 2010). Atividades agropecuárias, introduções de espécies, represamento de rios, poluição, degradação do habitat e a pesca excessiva são os principais fatores para a extinção dos peixes (Collares-Pereira & Cowx 2004). Assim como em outras bacias hidrográficas, a bacia Tocantins-Araguaia também vem sendo prejudicada por antroperturbações, por isso é necessário estudos sistematizados nos rios e riachos dessa bacia. Diante desta situação, este trabalho tem como objetivo caracterizar e comparar rios e riachos amostrados na bacia Tocantins-Araguaia, no estado de Goiás, considerando variáveis hidrogeomorfológicas (altitude, largura, luminosidade, profundidade, turbidez e velocidade da água) e detrito orgânico e a estrutura trófica da ictiofauna.

OBJETIVOS

- Geral

Caracterizar e comparar os rios e riachos que drenam a bacia Tocantins-Araguaia em relação as variáveis hidrogeomórficas e a estrutura trófica, considerando características taxonômicas (riqueza em espécies) e estruturais (biomassa dos peixes).

- Específicos

- ✓ Capítulo I

- Comparar a biomassa da ictiofauna nos rios e riachos amostrados;
- Analisar as variáveis hidrogeomorfométricas nos rios e riachos das bacias Tocantins e Araguaia, Brasil Central.

- ✓ Capítulo II

- Caracterizar a estrutura trófica nos rios e riachos considerando a riqueza em espécies e a biomassa da ictiofauna;
- Agrupar os rios e riachos considerando a biomassa das guildas tróficas determinadas.

MATERIAL E MÉTODOS

- Área de estudo

A bacia Tocantins-Araguaia tem área de drenagem total de 767.000 km² com a descarga anual média de 11.000 m³s⁻¹ (Costa et al. 2003), representada por 45% da descarga da bacia hidrográfica do rio Araguaia, 40% do rio Tocantins e 5% do rio Itacaiúnas (Ribeiro et al. 1995), e abrange os estados de GO, MA, MT e PA. No estado de Goiás essa bacia drena áreas de Cerrado e possui uma sazonalidade definida. A estação da estiagem se estende de maio a outubro e a chuvosa de novembro a abril (Albrecht & Pellegrini-Caramaschi 2003). Além disso, as características ambientais físicas das bacias Tocantins e Araguaia no estado de Goiás são bem diferentes.

O rio Araguaia possui uma extensão de 2.110 km e 375.000 km² de área de drenagem e constitui um dos mais importantes ecossistemas fluviais que drena a região de Cerrado do Brasil (Latrubesse et al. 2009). A região de estudo na bacia do rio Araguaia está localizada nas seções alta e média. A seção alta se estende da nascente,



Figura 1 – Vista parcial dos ambientes aquáticos amostrados neste estudo nas seções alta (A) e média (B) do rio Araguaia e na bacia do rio Tocantins (C).

localizada na serra dos Caiapós, até a cidade de Registro do Araguaia drenando regiões com altitude elevada (850 m), sendo que a calha principal e dos afluentes se apresenta encaixada e num leito rochoso (Aquino et al. 2008), como é o caso dos rios Caiapó (Figura 1A) e Piranhas e dos riachos Corgão e Angico. A seção média do Araguaia, que se estende de Registro do Araguaia até Conceição do Araguaia (TO), apresenta altitude menor e abrange a planície inundável do Bananal (Aquino et al. 2008; Hamilton et al. 2002; Morais et al. 2005). A planície do Bananal é uma das áreas alagáveis mais importantes do Brasil (Latrubesse et al. 2009). Nessa seção a paisagem é constituída principalmente pela fitofisionomia do tipo vereda (Ratter et al. 1997) como observada no ribeirão Água Limpa e nos riachos Natal e Formiga. Alguns cursos de água como do Peixe (I e II) e Verde localizados na planície de inundação apresentam, durante a estiagem, trechos com baixa velocidade da água. Na época da cheia há inundação da calha principal com as áreas adjacentes, formando o sistema rio-planície de inundação (Junk et al. 1989), como acontece no rio do Peixe II (figura 1B).

O rio Tocantins apresenta uma extensão de 2.500 km (Mérona et al. 2001) e 343.000 Km² de área de drenagem (Ribeiro et al. 1995). O rio Tocantins é formado pela junção dos rios das Almas e Maranhão (Pacheco et al. 2009). Os afluentes amostrados na bacia do rio Tocantins são encaixados, apresentam cachoeiras e uma vegetação marginal fechada, características de ambientes estreitos de cabeceiras (Pacheco et al. 2009) como observado no riacho Itiquira, o qual se origina de uma cachoeira que leva o mesmo nome (Salto de Itiquira). Em alguns locais, parte dessas características foi perdida devido à construção do reservatório da usina hidrelétrica de Serra da Mesa (Albrecht & Pellegrini-Caramaschi 2003). Todos os afluentes do rio Tocantins amostrados apresentam leitos rochosos e elevada velocidade da água tanto em rios quanto nos riachos (Figura 1C).

- Metodologia

As coletas foram realizadas no período de maio a setembro de 2008, em rios e riachos afluentes dos rios Araguaia e Tocantins, localizados no estado de Goiás (Figura 2). Na bacia do Araguaia foram amostrados 28 trechos distribuídos em 11 rios, um ribeirão e 16 riachos, enquanto que na bacia do Tocantins as coletas foram realizadas em 26 trechos distribuídos em nove rios e 17 riachos. Os trechos foram escolhidos considerando o fácil acesso aos locais de coleta. Todos os trechos foram escolhidos considerando a classificação de Imhof et al. (1996), os riachos com 50 m, o ribeirão

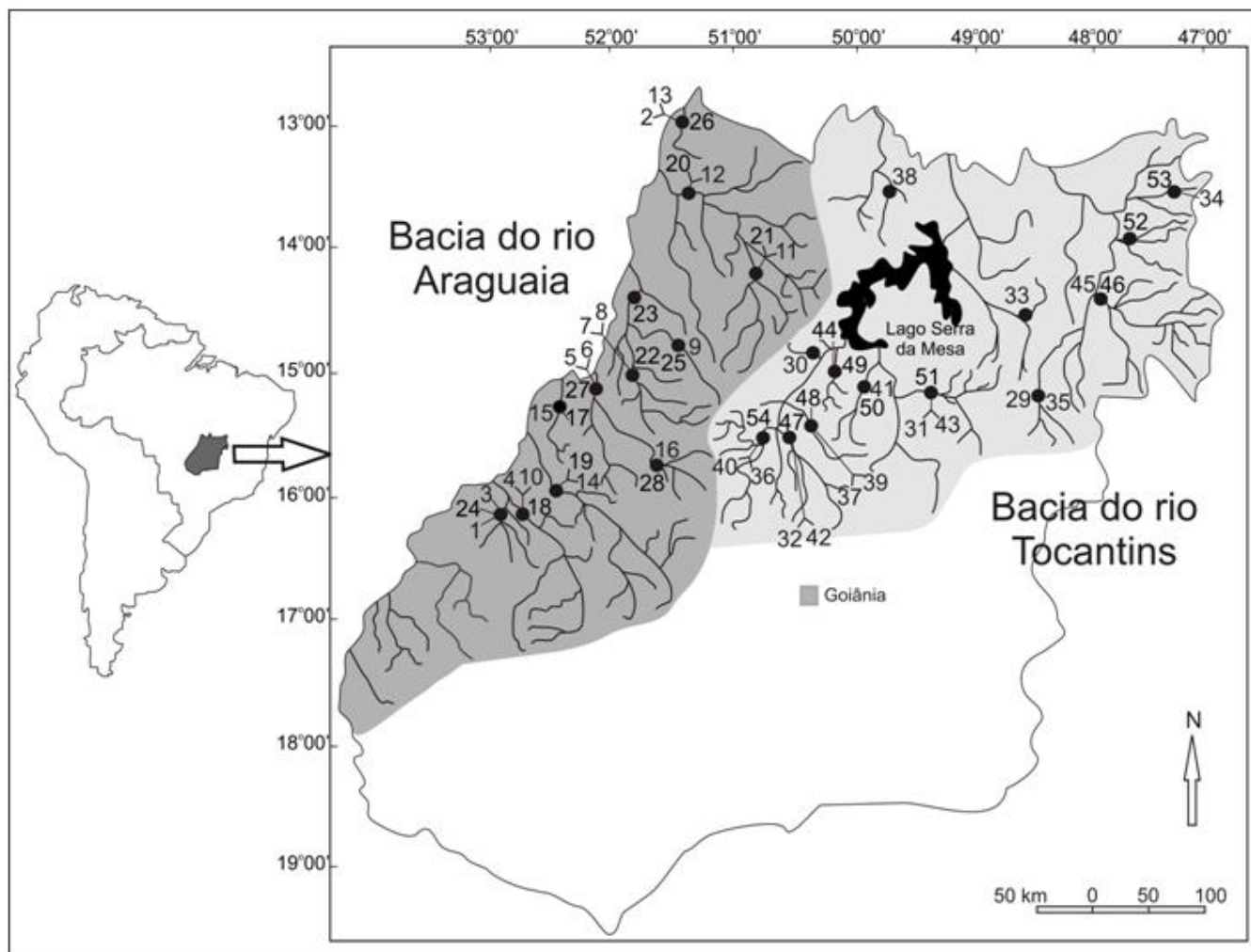


Figura 2 – Área de estudo com localização dos rios e riachos amostrados por bacia no estado de Goiás. Goiânia = capital do estado. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 29 = riacho 7Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru.

com 500 m e os rios com 1000 m. Foram georreferenciados com auxílio de um GPS (Garmin).

Para a coleta da ictiofauna, no ribeirão e nos rios foram utilizadas dois e quatro jogos, respectivamente, de redes de emalhar (3, 5, 7, 10, 12 e 14 cm entre nós opostos) considerando o protocolo amostral sugerido por Tejerina-Garro & Mérona (2000). As redes ficaram expostas das 17:30 as 7:30 horas. Nos riachos as amostragens foram realizadas durante uma hora, com rede de arrasto tipo picaré medindo 4 m de comprimento, 1,5 m de altura e malha de 1 cm entre nós opostos. Os peixes coletados foram fixados com solução formalina a 10%, acondicionados em sacos plásticos e imersos em barris plásticos contendo formol a 10%. Em laboratório, os peixes foram medidos (ictiômetro), pesados (SC2020 – OHAUS), identificados taxonomicamente e armazenados em álcool a 70%. As espécies estão depositadas no Centro de Biologia Aquática da Pontifícia Universidade Católica de Goiás e no Laboratório de Ictiologia do Museu da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, o qual confirmou a identificação realizada.

CAPÍTULO 1

Variação na biomassa da ictiofauna e caracterização das variáveis ambientais em rios e riachos das bacias Tocantins e Araguaia, Brasil Central

Resumo

Este estudo objetiva comparar a biomassa da ictiofauna e caracterizar as variáveis físicas ambientais mais importantes em rios e riachos das bacias Araguaia e Tocantins, Brasil Central. Para a comparação da ictiofauna foi utilizada a captura por unidade de esforço (CPUE) em peso (biomassa). As variáveis consideradas foram a altitude, a largura do canal, a luminosidade, a profundidade da água, a turbidez da água, a velocidade da água e o detrito orgânico. Os resultados mostraram que a biomassa da ictiofauna apresenta diferença entre as bacias e rios e riachos coletados. Diferenças entre os rios foram aparentemente devido a turbidez e velocidade da água, enquanto que para os riachos velocidade da água, luminosidade e largura do canal foram as variáveis mais importantes. Tanto na comparação da ictiofauna quanto na caracterização das variáveis ambientais nos rios e riachos a heterogeneidade do habitat encontrada nos trechos amostrados pode ser o principal fator para os resultados encontrados nesse trabalho.

Palavras-chave: peixes neotropicais, velocidade da água, turbidez da água, luminosidade, largura do canal, heterogeneidade de habitat.

Abstract

The purpose of this study was to compare the biomass of the ichthyofauna and to characterize the physical environmental variables of the rivers and streams of the Araguaia and Tocantins basins, Central Brazil. To compare the ichthyofauna, we used the catch per unit of effort (CPUE) in weight (biomass). The considered environmental variables were altitude, channel width, luminosity, water depth, water turbidity, water velocity and organic detritus. The biomass of the ichthyofauna differed among the basins, rivers and streams sampled. Differences among rivers were apparently due to the water turbidity and velocity, whereas for streams, the velocity, luminosity and channel

width were the most important variables. For both analyses, the comparison of the ichthyofauna and the characterization of the environmental variables in rivers and streams, the habitat heterogeneity found in the sampled stretches appears to be the main factor explaining the findings of this work.

Key words: neotropical fish, water velocity, turbidity, luminosity, channel width, habitat heterogeneity.

Introdução

Nas regiões tropicais determinados rios são influenciados pela presença de uma planície de inundação regulada pela sazonalidade regional, enquanto que outros são influenciados pelas características hidrológicas apresentando uma calha encaixada drenando regiões localizadas em altitude elevada (Tejerina-Garro & Mérona 2010; Ward 1998; Welcomme & Mérona 1988).

A morfologia dos cursos de água reflete as características da paisagem local e regional como, por exemplo, a inclinação das margens, a presença de vegetação ripária, a disponibilidade de material orgânico e inorgânico do próprio curso e/ou das suas margens e a presença de corredeiras e poços (Allan 2004).

As mudanças físicas nos ambientes lóticos ocorrem na dimensão longitudinal, ou seja, da cabeceira em direção à foz (Smith & Kraft 2005), criando habitats descontínuos que influenciam a ictiofauna local, resultando em alterações na sua composição (Benda et al. 2004). Em locais associados à uma planície, a inundação lateral propicia a ligação entre ambientes fluviais criando um mosaico de habitats que favorecem um aumento na produção (Bayley 1995), na abundância (Robinson et al. 2002) e na riqueza de espécies de peixes (Amoros & Bornette 2002; Tales & Berrebi 2007). Por outro lado, Junk et al. (1989) afirmam que a biomassa orgânica da planície é autóctone, ou seja, é oriunda dos ambientes ligados a própria planície e não da matéria orgânica proveniente dos locais a montante. Na planície a interação entre o ambiente terrestre e aquático favorece o ciclo de vida e fornece alimentos, principalmente de origem alóctone, para os peixes (Casatti et al. 2003; Goulding et al. 1988; Melo et al. 2009b; Robinson et al. 2002).

Angermeier & Schlosser (1989) asseveram que maior biodiversidade está relacionada à ambientes com maior área, devido à maior disponibilidade de habitats e de recursos. Para Fausch et al. (2002), Allan (2004) e Mendonça et al. (2005) a

heterogeneidade de habitats em locais pequenos, como riachos, explica a ocorrência de certas espécies. Entretanto, Frissel et al. (1986) e Mendonça et al. (2005) chamam a atenção para que, além da heterogeneidade de habitats, o reservatório de espécies para colonização também influencia na dispersão e estabelecimento da ictiofauna nos riachos. Assim, a disponibilidade de habitats encontrada nas regiões tropicais influencia na biodiversidade aquática, tanto ambientes de maior como menor tamanho.

Allan & Flecker (1993) sugerem que as características abióticas peculiares aos ambientes aquáticos lóticos, como hidrologia, determinam a biodiversidade local e regional e os organismos em locais com fluxos irregulares possuem estratégias elásticas para sobreviverem a tais acontecimentos (Junk & Wantzen 2003). Além de morfométricos, os fatores bióticos também influenciam na composição da ictiofauna (Hoeinghaus et al. 2006). Nas regiões de cabeceira a ictiofauna é mais influenciada por fatores abióticos enquanto que os bióticos predominam perto da foz (Grenouillet et al. 2004).

Os fatores abióticos são os mais estudados, fornecendo informações importantes sobre a estruturação da ictiofauna, variando a medida que outros fatores passam a predominar. Nas seções de um curso de água associadas a uma planície inundável, o aumento na área de inundação e a junção entre os ambientes são fatores determinantes para a comunidade local (Benda et al. 2004). Nos riachos uma das variáveis mais importante é a sua localização na bacia (Grenouillet et al. 2004), apesar de algumas variáveis físicas como profundidade, largura, vegetação ripária e velocidade serem utilizadas para verificar a relação entre a comunidade e o ambiente em todos os tipos de locais (Frissell et al. 1986; Pringle et al. 1988; Smith & Kraft 2005; Tejerina-Garro & Mérona 2001). Mediante estas considerações, este trabalho tem como objetivo comparar a biomassa da ictiofauna e caracterizar rios e riachos das bacias Tocantins e Araguaia, considerando as variáveis hidrogeomorfológicas (altitude, largura, luminosidade, profundidade, turbidez e velocidade da água) e detrito orgânico.

Material e Métodos

- Área de estudo

As bacias do Araguaia e Tocantins no estado de Goiás, Brasil Central, drenam áreas de Cerrado e possuem uma sazonalidade definida. A estação da estiagem se

estende de maio a outubro e a estação chuvosa de novembro a abril (Albrecht & Pellegrini-Caramaschi 2003).

A região de estudo na bacia do rio Araguaia está localizada nas seções alta e média. A seção alta se estende da nascente, localizada na serra dos Caiapós, até a cidade de Registro do Araguaia drenando regiões com elevada altitude (850 m) sendo que a calha principal e dos afluentes se apresenta encaixada e num leito rochoso (Aquino et al. 2008), como é o caso dos rios Caiapó e Piranhas e dos riachos Corgão e Angico. A seção média do Araguaia, que se estende de Registro do Araguaia até Conceição do Araguaia (TO), apresenta altitude menor e está inserida em uma planície inundável (Aquino et al. 2008; Hamilton et al. 2002; Morais et al. 2005). Nessa seção a paisagem é constituída principalmente por fitofisionomia do tipo vereda (Ratter et al. 1997) como acontece no ribeirão Água Limpa e nos riachos Natal e Formiga. Alguns cursos de água como do Peixe (I e II) e Verde localizados na planície de inundação apresentam, durante a estiagem, trechos com baixa velocidade da água.

Na região de estudo os afluentes do rio Tocantins são encaixados, apresentam cachoeiras e uma vegetação marginal fechada, características de ambientes estreitos de cabeceiras (Pacheco et al. 2009), o que caracteriza o riacho Itiquira, que se origina de uma cachoeira que leva o mesmo nome (Salto de Itiquira). Em alguns locais, parte dessas características foi perdida devido à construção do reservatório da usina hidrelétrica de Serra da Mesa (Albrecht & Pellegrini-Caramaschi 2003). Todos os afluentes amostrados na bacia do rio Tocantins apresentam leitos rochosos e elevada velocidade da água tanto em rios.

- Protocolo amostral

As coletas foram realizadas no período de maio a setembro de 2008, em rios e riachos afluentes dos rios Araguaia e Tocantins, localizados no estado de Goiás (Figura 1). Na bacia do Araguaia foram amostrados 28 trechos distribuídos em 11 rios, um ribeirão e 16 riachos, enquanto que na bacia do Tocantins as coletas foram realizadas em 26 trechos distribuídos em nove rios e 17 riachos. Os trechos e o período sazonal (seca) das amostragens foram escolhidos considerando o fácil acesso aos locais de coleta. Todos os trechos foram georreferenciados com auxílio de um GPS (Garmin) e demarcados considerando a classificação de Imhof et al. (1996), os riachos com 50 m, o ribeirão com 500 m e os rios com 1000 m.

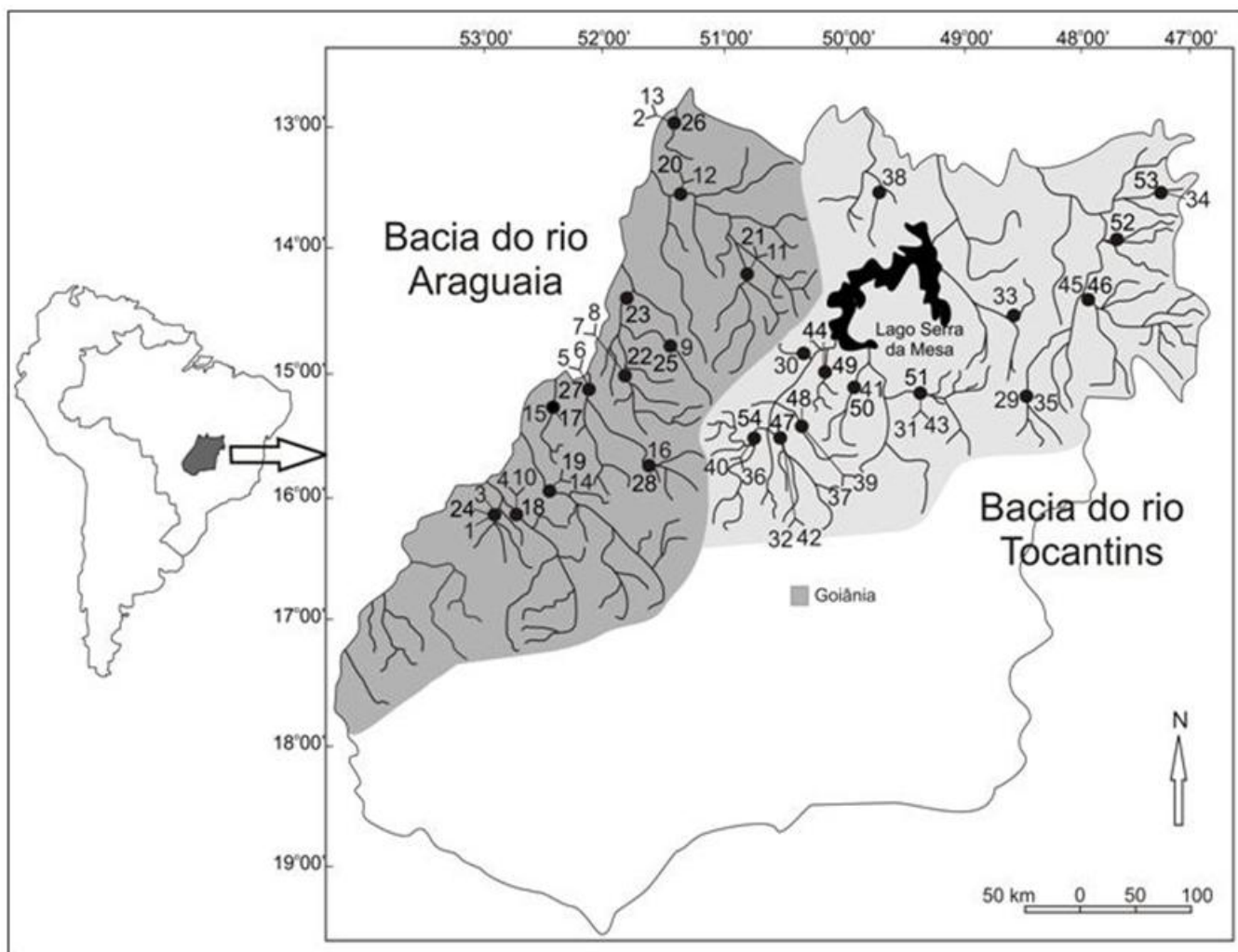


Figura 1 – Área de estudo com localização dos rios e riachos amostrados por bacia no estado de Goiás. Goiânia = capital do estado. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 29 = riacho 7Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru.

No ribeirão e nos rios foram utilizadas dois e quatro jogos, respectivamente, de redes de emalhar (3, 5, 7, 10, 12 e 14 cm entre nós opostos) considerando o protocolo amostral sugerido por Tejerina-Garro & Mérona (2000). As redes ficaram expostas das 17:30 as 7:30 horas. Nos riachos as amostragens foram realizadas durante uma hora, com rede de arrasto tipo picaré medindo 4 m de comprimento, 1,5 m de altura e malha de 1 cm entre nós opostos. Os peixes coletados foram fixados com solução formalina a 10%, acondicionados em sacos plásticos e imersos em barris plásticos contendo formol a 10%. Em laboratório, os peixes foram medidos (ictiômetro), pesados (SC2020 – OHAUS), identificados taxonomicamente e armazenados em álcool a 70%. As espécies estão depositadas no Centro de Biologia Aquática da Pontifícia Universidade Católica de Goiás e no Laboratório de Ictiologia do Museu da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, o qual confirmou a identificação realizada.

Para a coleta das variáveis ambientais, foram determinadas três seções transversais (início, meio e fim) em cada trecho georreferenciado. Na seção inicial a altitude determinada com auxílio de GPS; nas seções inicial, meio e final a largura com um medidor de distância (Bushnell – Yardage Pro 500), a profundidade, com uma corda graduada, a luminosidade com fotômetro (Polaris) e a velocidade da água com um fluxômetro (General Electronics Model 2030); a turbidez foi medida, na seção do meio nos riachos e nas três seções nos rios, com um turbidímetro digital (LaMotte 2020). Nas seções inicial e final foram coletadas amostras do substrato do leito para determinar o detrito orgânico, sendo nos rios com auxílio de draga do tipo Eckman e nos riachos com um coletor tipo Surber (0,25 m²).

Para determinar a matéria orgânica, as amostras de substrato foram secas em estufa por um período de 24 horas a 105°C, conforme curva de calibração prévia, e depois ficou por um período de 6 horas na mufla em temperatura de 550°C seguindo o protocolo modificado de Silva et al. (1999).

- Análise de dados

As análises foram procedidas considerando a CPUE de biomassa das espécies coletadas em rios (g/m²/14horas) e riachos (g/m²/1hora). A biomassa é uma alternativa da medida de abundância que pode ser usada em amostras com tamanho diferentes tornando-as comparáveis (Magurran 2004). Permite discutir aspectos relativos à riqueza de espécies (Magurran & Phillip 2001) e é útil em estudos sobre a dinâmica das

populações quando não se tem dados sobre mortalidade e crescimento (Leeuw et al. 2003).

Posteriormente, a matriz de dados da biomassa das espécies por trecho amostrado foi transformada (\log_{10}) para atingir os pressupostos de normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov) e homogeneidade da variância (teste de Levene). Foram realizadas análises ANOVA one-way individualizadas para comparar a ictiofauna considerando: i) os ambientes (rios e riachos) e as bacias (Araguaia e Tocantins) amostradas, seguida por uma ANOVA fatorial para determinar a influência dos fatores considerados (bacia e ambiente) seguida de um teste *post hoc* de Tukey HSD (Honestly Significant Difference); ii) cada ambiente separadamente considerando as duas bacias; e iii) os ambientes dentro de cada bacia.

Para verificar a influência das variáveis ambientais nos trechos amostrados foi realizada, separadamente por bacia e por ambiente (rios e riachos), uma análise de componentes principais (PCA) de correlação, para padronizar os dados das variáveis ambientais que apresentam diferentes escalas. Para essas análises foram utilizadas as variáveis altitude, largura, luminosidade, profundidade, turbidez, velocidade e detrito orgânico. Todas as análises realizadas nesse trabalho foram executadas no programa STATISTICA 8.0 (StatSoft 2007).

Resultados

A ANOVA *one way* mostrou que houve diferença significativa entre a biomassa da ictiofauna amostrada em trechos dos cursos de água das bacias Araguaia e Tocantins ($F_{1,52} = 7,63$; $p < 0,01$; Figura 2). A análise fatorial, considerando os fatores bacia (Araguaia e Tocantins) e ambiente (riachos e rios), mostrou diferença significativa entre as bacias ($p < 0,05$) e entre os ambientes ($p < 0,01$), mas não houve diferença na interação ambiente-bacia ($p > 0,05$).

Quando considerados os ambientes, separadamente, os riachos apresentaram diferença significativa ($F_{1,31}=5,18$; $p= 0,03$; Figura 3), mas essa diferença não foi observada para os rios ($F_{1,19} = 0,73$; $p = 0,40$), o que indica uma maior influência das características locais na ictiofauna. A análise da biomassa da ictiofauna realizada por bacia indicou que esta do rio Araguaia apresentou diferença significativa entre os ambientes amostrados (rios e riachos; $F_{1,26} = 11,79$; $p < 0,01$) (Figura 4a). No caso da

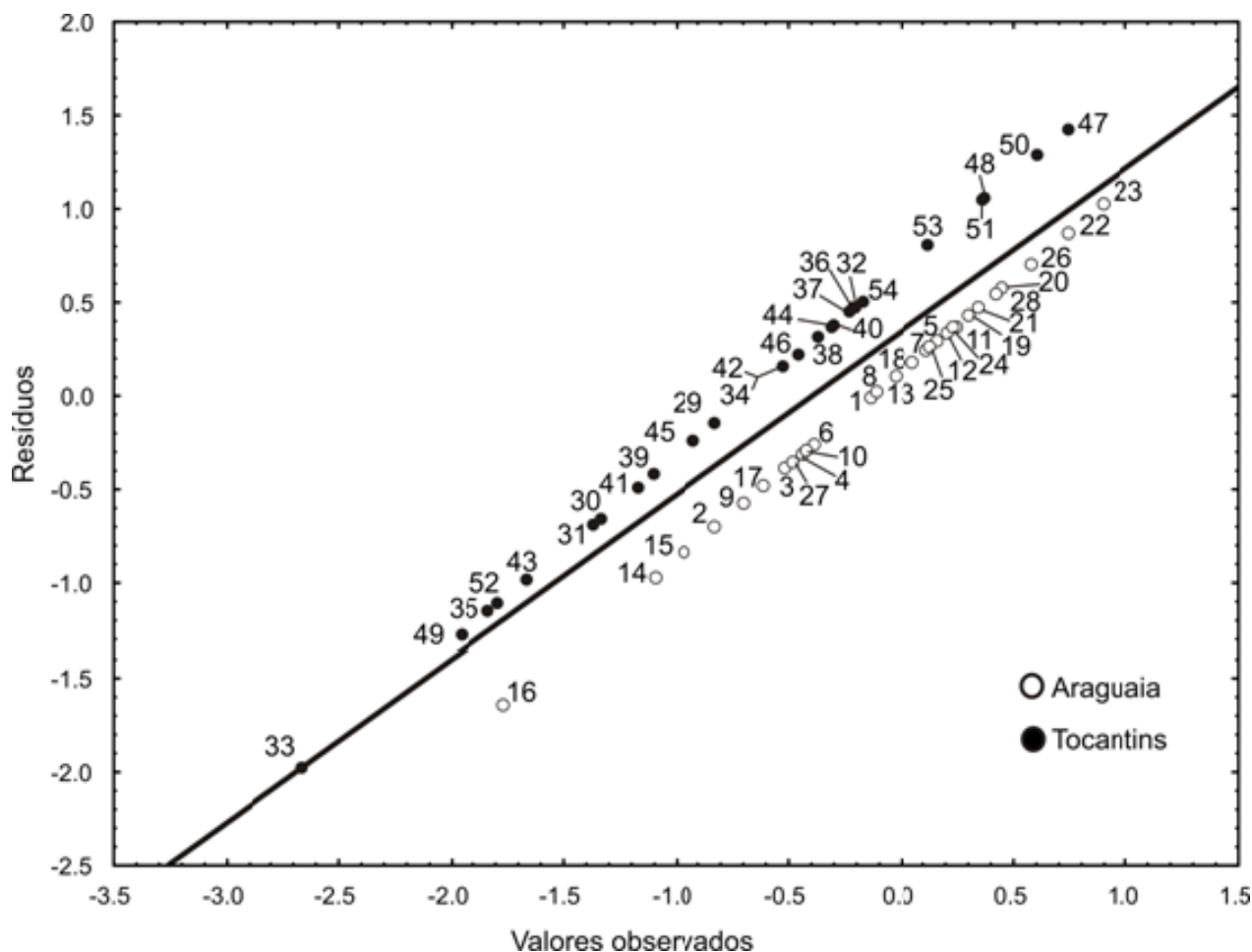


Figura 2 – ANOVA da biomassa (CPUE) para comparação entre os locais amostrados nas bacias hidrográficas Araguaia e Tocantins. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 29 = riacho 7Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru.

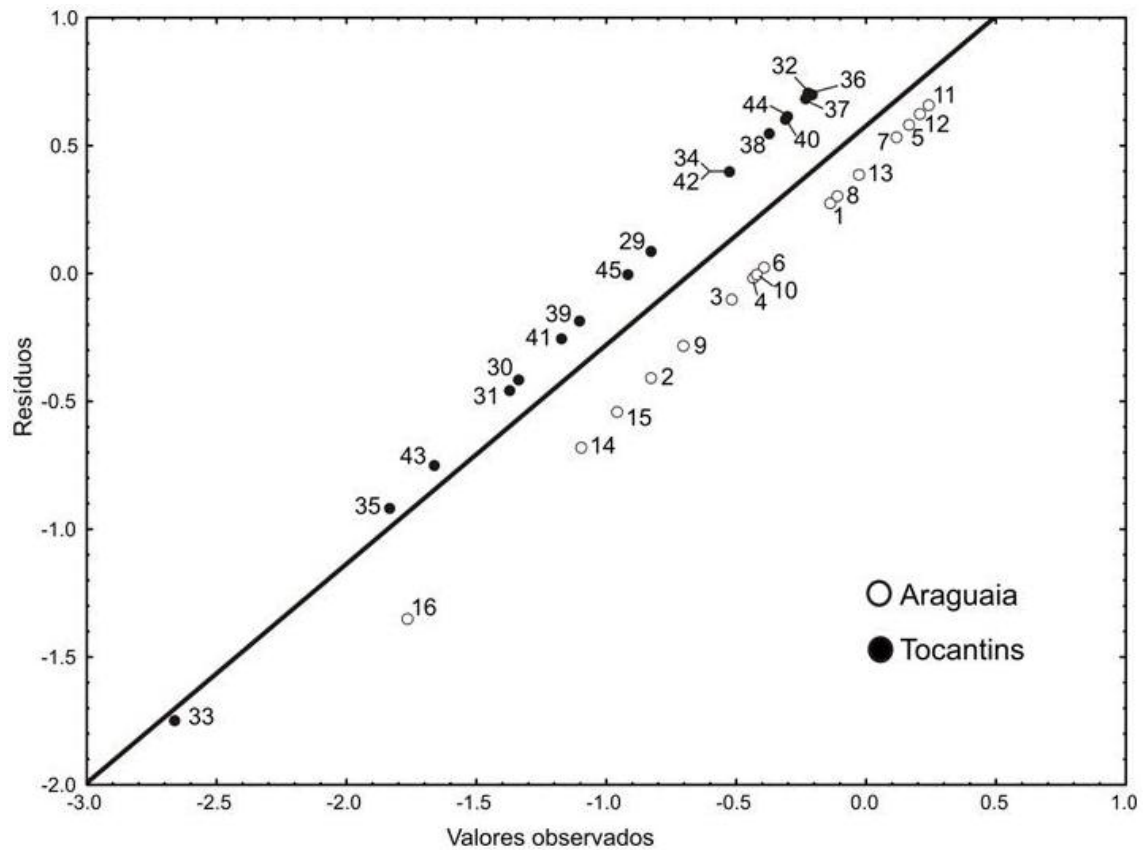


Figura 3 – Resultado da ANOVA para comparação da biomassa da ictiofauna (CPUE) dos riachos amostrados nas bacias Araguaia e Tocantins. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 29 = riacho 7Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata.

bacia do rio Tocantins também apresentou diferença significativa quanto à biomassa ($F_{1,24} = 4,95$; $p = 0,04$) com os rios separados dos riachos (Figura 5a).

Nos resultados da análise de ordenação de PCA (análise de componentes principais) para os rios afluentes da bacia do rio Araguaia dois eixos explicaram 58,64% da variância das variáveis ambientais nos trechos amostrados. Dentre as variáveis ambientais consideradas, velocidade da água e detrito orgânico contribuíram com 22,79% e 22,29%, respectivamente, da variância do eixo 1. Enquanto que a turbidez representou 29,38% da variância do eixo 2. A análise mostrou que os rios Caiapó, Claro e Vermelho I, amostrados na seção alta da bacia do Araguaia, foram ordenados por maiores valores de velocidade da água (Figura 4b; Apêndice A). Os maiores valores de detrito orgânico e de turbidez separaram o ribeirão Água Limpa dos demais rios (Figura 4b). Na análise para os riachos que drenam essa mesma bacia, dois eixos explicaram 57,29% da variância total. Nos riachos a profundidade (31,40%), a largura (29,14%) e a altitude (21,25%) contribuíram para a variância do eixo 1, enquanto que a velocidade (31,65%) e a luminosidade (21,79%) contribuíram para o eixo 2. Os riachos Formiga e Natal foram ordenados devido aos maiores valores das variáveis ambientais largura do canal e profundidade, as quais, juntamente com a velocidade da água, ordenaram os riachos Baião, Indaiá e Taquari (Figura 4c; Apêndice A). Os altos valores de velocidade da água, luminosidade e altitude ordenaram os riachos C2, C1 e Corgão (Figura 4c). Por outro lado, o riacho C7 ficou afastado dos outros riachos pelo baixo valor de velocidade da água (Figura. 4c).

Nos rios que drenam a bacia do rio Tocantins, os dois eixos da análise de PCA explicaram 59,32%. As variáveis ambientais relacionadas com o eixo 1 foram turbidez e largura do canal, explicando 26,96% e 21,23%, respectivamente, da variância desse eixo. Altitude (22,14%) e velocidade da água (44,74%) contribuíram com a variância do eixo 2. As variáveis turbidez e largura do canal contribuíram para a ordenação dos rios Uru, Corrente e São Domingos, por causa dos maiores valores observados nesses ambientes, e para o rio São Bernardo, que apresentou baixos valores dessas duas variáveis (Figura 5b; Apêndice B). Os rios São Domingos e Maranhão apresentaram maiores valores de velocidade da água e menores valores de altitude (Figura 5b), enquanto que os maiores valores de altitude ordenaram os rios das Almas e dos Patos (Figura 5b). Para os riachos tributários do Tocantins dois eixos resultantes da análise de PCA explicaram 70,68% da variância total. As variáveis largura do canal e velocidade

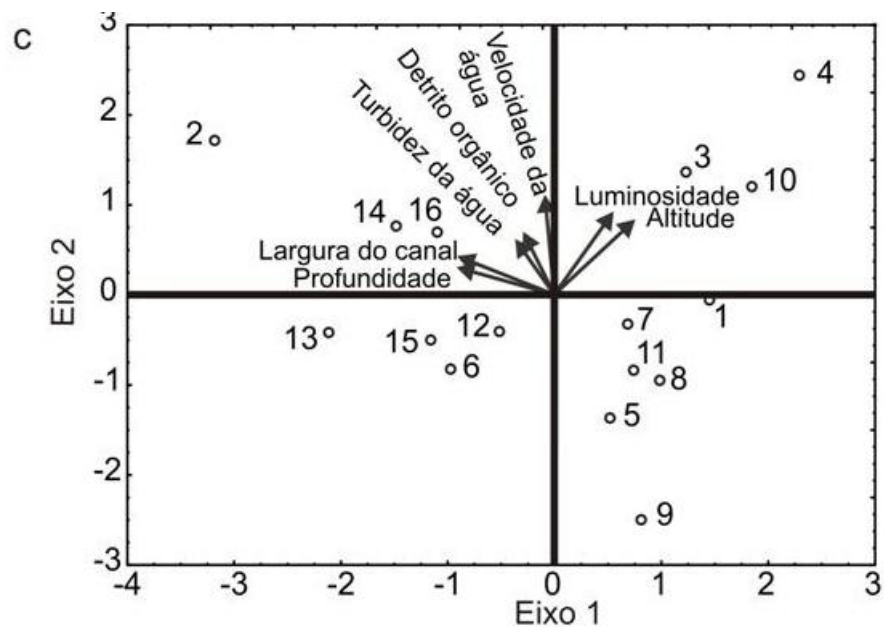
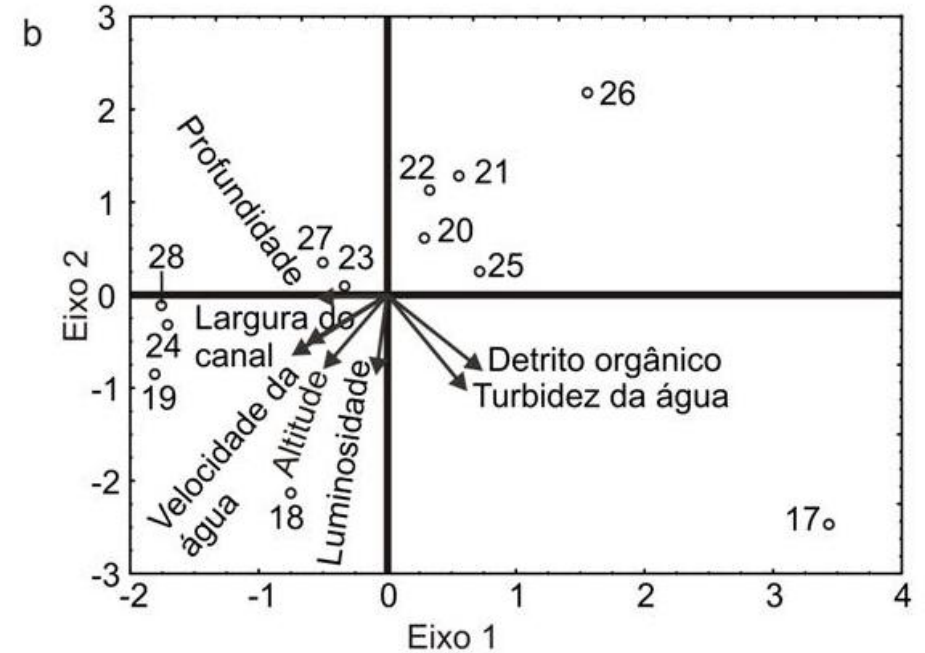
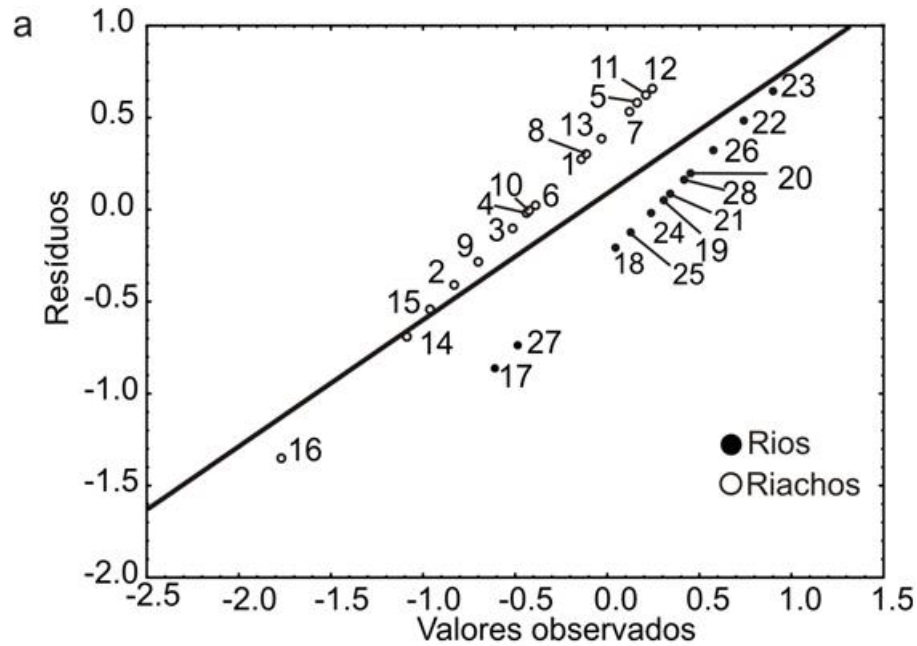


Figura 4 – Resultados da ANOVA da biomassa da ictiofauna (CPUE) (a) e ordenação resultante da PCA para variáveis ambientais dos rios (b) e riachos (c) da bacia Araguaia. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I.

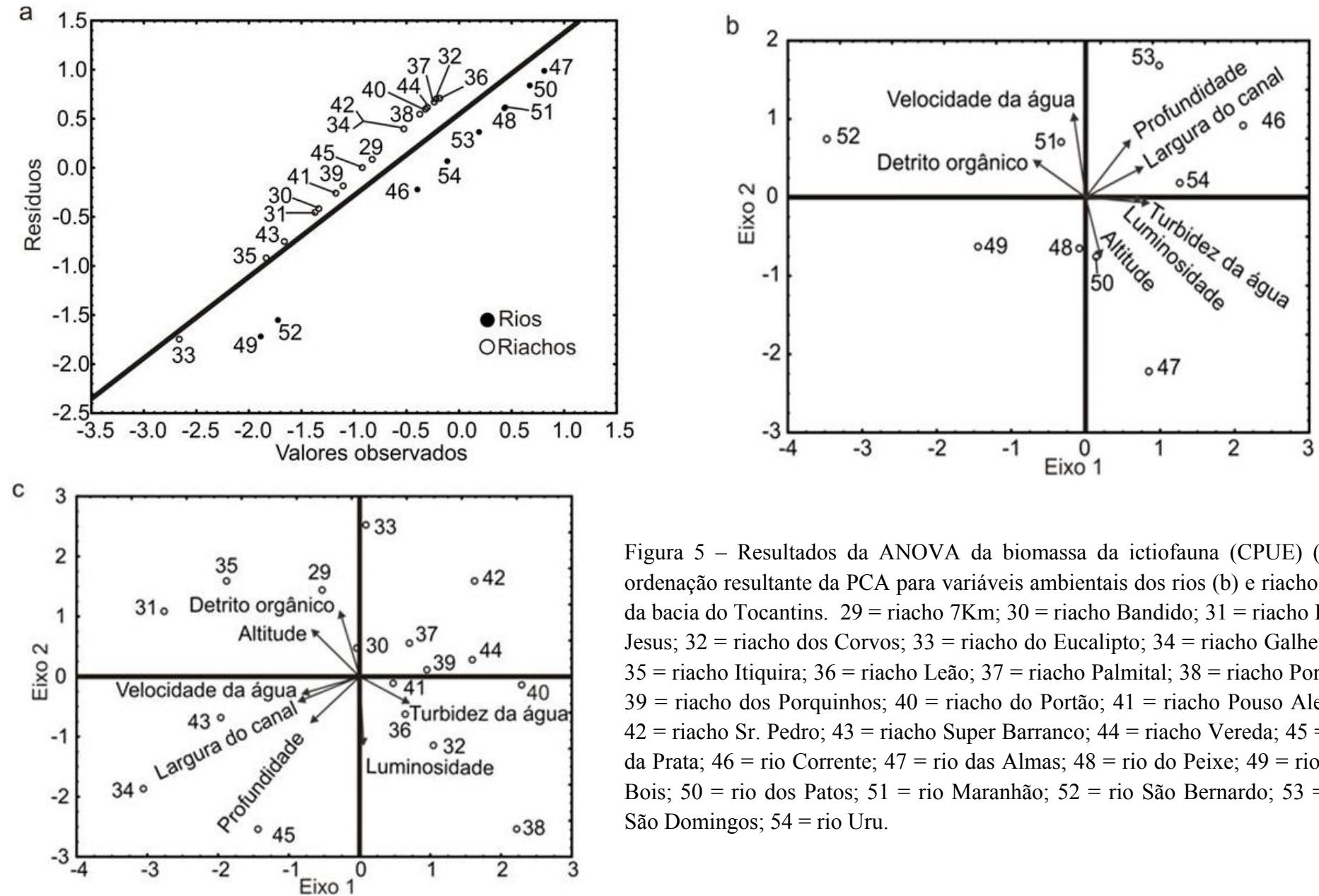


Figura 5 – Resultados da ANOVA da biomassa da ictiofauna (CPUE) (a) e ordenação resultante da PCA para variáveis ambientais dos rios (b) e riachos (c) da bacia do Tocantins. 29 = riacho 7Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru.

da água contribuíram com a variância do eixo 1, 25,75% e 22,65%, respectivamente. No eixo 2, as variáveis que mais contribuíram foram luminosidade (31,21%) e detrito orgânico (28,28%). No Tocantins os riachos Galheiros, do Super Barranco e rio da Prata foram ordenados devido aos altos valores das variáveis largura do canal e velocidade da água (Figura 5c; Apêndice B). A luminosidade influenciou a ordenação dos riachos Porcão, Leão, dos Corvos, Pouso Alegre e Portão (Figura 5c). O detrito orgânico contribuiu para a ordenação dos riachos Bom Jesus, Itiquira e 7km (Figura 5c).

Discussão

Os resultados mostraram que a ictiofauna dos afluentes da bacia do Araguaia é diferente daquela amostrada nos tributários que drenam a bacia do rio Tocantins, sendo observados os maiores valores da biomassa encontrados nos rios e riachos que escoam para o rio Araguaia. Essa diferença pode ser atribuída, principalmente, a diversidade de habitats, pois os trechos amostrados drenam regiões fisicamente distintas, com a presença de locais associados a uma planície de inundação ou a um relevo montanhoso. Além disso, a amostragem nas seções alta e média da bacia do rio Araguaia contribuiu com a diferença da ictiofauna dentro da própria bacia, pois locais com mudanças no gradiente da paisagem oferecem heterogeneidade espacial (Benda et al. 2004).

Os valores de biomassa da ictiofauna observados para os rios e riachos amostrados no médio Araguaia foram maiores. Esses resultados podem ser explicados pela presença da planície de inundação do Bananal, a qual contribuiu para a maior disponibilidade espacial e trófica. Junk et al. (1989) estabelecem que sistemas aquáticos relacionados a planícies alagáveis possuem maior biomassa devido à disponibilidade de habitats existente nesses locais. A disponibilidade e heterogeneidade de habitats, em ambientes inseridos em uma planície alagável, servem como locais, principalmente, para refúgio, alimentação desova e/ou berçário (Fernandes 1997; Junk et al. 1989; Tejerina-Garro & Mérona 2010; Ward 1998).

Os ambientes aquáticos tropicais que drenam regiões de planície de inundação são influenciados pela acentuada sazonalidade que estabelece uma dinâmica espacial e temporal, favorecendo a diversidade de habitats devido à interação entre ambientes lóticos e lênticos (Fausch et al. 2002; Junk et al. 1989; Robinson et al. 2002). Isso pode ser observado nos rios e riachos da bacia Araguaia associados a planície do Bananal, onde, durante a época chuvosa, há inundação lateral e com isso ligação entre os ecossistemas aquáticos. Essa proximidade entre estes ambientes aquáticos propicia a

migração lateral dos peixes, tornando-a mais benéfica quando comparada às migrações longitudinais (Fernandes 1997). O movimento migratório da ictiofauna é comum em ambientes aquáticos tropicais (Junk et al. 1989; Lowe-McConnell 1999), sendo melhorado em ambientes mais profundos, com distância e velocidade menores (Bond & Lake 2003). Além da migração, a heterogeneidade espacial exibida pelas planícies alagáveis favorece os vários estágios de vida apresentado pela ictiofauna (Robinson et al. 2002; Schlosser & Angermeier 1995; Smith & Kraft 2005) e permite que outras espécies ocupem os habitats, por causa da emigração e imigração local (Fausch et al. 2002).

A biomassa da ictiofauna dos rios, amostrados neste estudo, apresentou diferença quando comparadas aos riachos, considerando tanto as duas bacias juntas quanto separadamente. Essa diferença pode refletir fatores relacionados às condições ambientais da paisagem local e regional. A análise das variáveis ambientais mostrou que a velocidade da água, largura do canal, turbidez e luminosidade apresentaram maior contribuição para a ordenação dos rios e riachos amostrados. Podendo assim, juntamente com a instabilidade dos riachos, contribuir para a diferença entre os valores de biomassa. Embora as espécies que vivem nos riachos são diferentes daquelas encontradas nos rios (Giller & Malmqvist 2000), o estabelecimento de determinadas espécies em um local pode estar relacionado com as variáveis ambientais (Jackson et al. 2001; Tejerina-Garro et al. 2005).

Dentre as variáveis amostradas no estudo, velocidade da água e turbidez tiveram maior contribuição nas análises realizadas tanto para os ambientes da bacia Araguaia quanto para aqueles que drenam a bacia do Tocantins. Na bacia Araguaia os rios com maior velocidade da água foram os encontrados na seção alta como os rios Caiapó, Claro, Piranhas e Rio Vermelho I, enquanto que no Tocantins essa variável teve maiores valores para os rios Maranhão e São Domingos. Nesse caso, a velocidade da água foi influenciada pela localização dos pontos amostrais, que drenam regiões com maior inclinação. Por outro lado, os menores valores de velocidade da água foram encontrados nos rios Verde, do Peixe I e II, que drenam a bacia do rio Araguaia, e nos rios das Almas e dos Patos, afluentes da bacia do rio Tocantins. No caso dos rios pertencentes a bacia do rio Araguaia os baixos valores de velocidade da água são influenciados pela presença da planície de inundação, que apresenta áreas com relevo plano, sem a presença de formações montanhosas. Já a baixa velocidade da água dos rios do Tocantins pode ser influenciada pela proximidade dos locais amostrados com o lago da

usina hidrelétrica de Serra da Mesa. Para ambas as bacias os rios com valores menores de velocidade da água tiveram maior biomassa em relação àqueles rios com maior correnteza, indicando que essa variável pode influenciar na biomassa da ictiofauna dos ambientes aquáticos tropicais, assim como acontece com a riqueza de espécies e abundância de indivíduos.

Os rios com maior velocidade da água apresentam menor quantidade de peixes, pelo fato da forte correnteza homogeneizar o leito do rio e reduzir a disponibilidade de habitats e diminuir o fluxo de energia, por causa da baixa retenção de matéria orgânica (alóctone ou autóctone) que serve como base da cadeia trófica (Schlosser 1991). A biota aquática se adapta as condições dos fluxos de água para sobreviverem a um determinado local (Giller & Malmqvist 2000; Jackson et al. 2001). Para os rios associados com a planície de inundação, na época chuvosa quando há aumento da velocidade da água, eles procuram refúgios nas áreas inundadas para evitar o rápido fluxo de água (Giller & Malmqvist 2000).

Embora a turbidez tenha sido correlacionada com o ribeirão Água Limpa, na bacia do Araguaia e com os rios Uru e Corrente na bacia do Tocantins, não foi identificada uma clara influencia dessa variável na biomassa da ictiofauna. Isso pode ser explicado pela baixa turbidez da água característica dos rios que drenam a bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia, os quais são classificados como rios de água clara, que tem como principal característica a baixa quantidade de material em suspensão (Sioli 1984). Para o ribeirão Água Limpa o valor médio da turbidez da água foi alto devido à suspensão de material do substrato, o que motivou os valores altos dessa variável. Mas, em geral, esse ribeirão possui água transparente que faz com que os peixes sejam orientados visualmente dificultando a captura com redes (Olin & Malinen 2003).

As condições biológicas dos ambientes fluviais tropicais são influenciadas por variáveis abióticas morfométricas como, por exemplo, largura do canal, velocidade da água, profundidade, extensão do canal e sinuosidade, que caracterizam espacialmente o tamanho e forma dos rios e riachos e disponibilizam habitats que favorecem o aumento nas espécies de organismos aquáticos (Amoros & Bornette 2002; Benda et al. 2004; Tejerina-Garro & Mérona 2001). Para locais de baixa altitude é relatado um aumento na riqueza da ictiofauna conforme aumenta o tamanho do ambiente (Allan & Flecker 1993; Welcomme 1985). Para Pringle et al. (1988) as modificações existentes nos habitats conduz a dinâmica da ictiofauna em uma escala espacial, geralmente com um aumento

na abundância de peixes para ambientes maiores (Bührnheim et al. 2003). A necessidade de utilizar vários recursos para a coexistência das espécies conduz os peixes a procurarem locais que proporcionam uma maior disponibilidade de habitats e energia e recursos suplementares, evitando perdas causadas por interações bióticas (Ricklefs 1987; Schlosser & Angermeier 1995; Thompson & Townsend 2005).

Para os riachos da bacia Tocantins-Araguaia, as variáveis abióticas velocidade da água, largura do canal e luminosidade tiveram maior representatividade nas análises. A luminosidade nos ambientes aquáticos de ambas as bacias foi principalmente pela ausência de vegetação ripária, como nos riachos C1, C2 e Corgão (bacia do Araguaia) e riachos Porcão, dos Corvos e Leão (bacia do Tocantins), os quais foram influenciados pela retirada da vegetação marginal para a prática de atividade agropecuária.

Fatores físicos locais como largura, profundidade, fluxo da corrente, complexidade do habitat e concentração de oxigênio, entre outros, podem influenciar a composição da fauna aquática (Matthews 1998). É inadequado determinar que apenas um fator abiótico influencia características estruturais das espécies (Marsh-Matthews & Matthews 2000). Além disso, os ambientes aquáticos localizados na cabeceira são caracterizados pela redução de habitat, ausência de refúgio e forte velocidade da água, que limitam a população mais do que a falta de alimentos, diminuindo a biomassa (Lowe et al. 2006) e a diversidade de espécies (Lowe-McConnell 1999; Pringle et al. 1988). Em estudos realizados em riachos amazônicos por Bührnheim et al. (2003), a riqueza de espécies foi influenciada por fatores ambientais, como a profundidade e a velocidade da água, e por bióticos, predação e tamanho do corpo. De acordo com Smith & Kraft (2005) o estabelecimento de espécies está relacionada com as medidas corporais e a mobilidade dentro da paisagem.

Nos riachos os maiores valores de biomassa foram observados nos ambientes com menor velocidade da água e maior largura para os tributários do Araguaia, como os riachos Formiga, Fazenda Moenda, Dona Gercina e C4, e para os do Tocantins, como os riachos Porcão, Leão, Corvos e Portão. Por outro lado, alguns ambientes da bacia do Tocantins, como os riachos Bom Jesus, Itiquira e Super Barranco apresentaram maiores valores de velocidade da água e menores valores de biomassa. Riachos mais largos e com menor velocidade há mais habitat disponível para a ictiofauna, possibilitando o aumento da biomassa devido ao estabelecimento de maior número de indivíduos. Para Allan & Castillo (2007) o fluxo de água pode ser um bom indicador de características estruturais da biota de córregos, pois proporciona, principalmente, modificações nos

habitats e variações na história de vida da comunidade aquática, como na composição de espécies, abundância e reprodução dos peixes (Angermeier & Schlosser 1989). Conforme os riachos vão sofrendo modificações nas características abióticas como volume, velocidade da água, largura do canal, profundidade e estabilidade do habitat, a jusante das cabeceiras, é encontrado uma maior riqueza de espécies (Tejerina-Garro et al. 2005).

Além das variáveis abióticas, a proximidade entre os afluentes e o canal principal, também, pode explicar a maior biomassa da ictiofauna encontrada nos riachos, como por exemplo os riachos C5 e C6 e o rio do Peixe I e o riacho dona Gercina e o rio dos Bois, todos pertencentes à bacia do rio Araguaia. A heterogeneidade espacial encontrada na junção entre os rios e riachos aumenta a disponibilidade de habitats e, neste estudo, beneficiou o aumento da biomassa da ictiofauna. A maior heterogeneidade de habitats favorece a dispersão dos peixes, aumentando a biodiversidade local (Lowe et al. 2006). Para Angermeier & Winston (1998) as influências da proximidade com canais maiores e o aquecimento da água favorecem a fauna local. Smith & Kraft (2005) afirmam que os peixes com maior potencial de colonização encontram-se nas áreas de junção entre os tributários e os canais maiores, quando comparadas as espécies encontradas nas regiões a montante da bacia hidrográfica. Pois, eles utilizam a foz dos ambientes aquáticos para dispersão e refúgio, devido à disponibilidade de habitats (Benda et al. 2004).

Os valores da biomassa da ictiofauna foram maiores nos riachos afluentes do rio Araguaia quando comparados com os amostrados na bacia do Tocantins. Isso pode ser explicado pela complexidade de habitats existente nos rios e riachos que drenam a bacia do Araguaia. A presença da planície de inundação e a confluência dos riachos e canais principais, presentes nos locais amostrados na bacia Araguaia, são fatores que aumentam a heterogeneidade espacial e disponibiliza habitats para o estabelecimento de indivíduos e, assim, proporcionando um aumento na biomassa. Resultados encontrados por Smith & Kraft (2005) mostram que a abundância de peixes de riachos foi influenciada, principalmente, pela ordem e confluência dos mesmos. Os riachos são sistemas heterogêneos influenciados por variáveis locais e regionais (bióticas ou abióticas) e possuem características referentes à posição dos ambientes em relação à bacia hidrográfica, apresentando padrões únicos que divergem no espaço e no tempo (Angermeier & Winston 1998; Fausch et al. 2002; Frissell et al. 1986; Smith & Kraft

2005; Vannote et al. 1980) e desse modo influenciando na estruturação da ictiofauna (Allan 2004; Bührnheim et al. 2003).

Assim como a confluência entre afluentes, as oscilações nos fluxos de água dos riachos podem promover a interação entre os ambientes aquáticos, o que torna um fator fundamental para a biota que procura locais em busca de alimento e refúgio (Schlosser & Angermeier 1995). A sazonalidade definida encontrada nas regiões tropicais favorece a heterogeneidade espacial e/ou temporal nos riachos. Essa variação conduz os peixes a responderem a essas mudanças, como por exemplo, a colonização de novos habitats, tanto aqueles que são abertos por causa da inundação lateral, como nos riachos situados em locais planos, quanto em locais atingidos por fluxos fortes, nos riachos que drenam regiões montanhosas (Fausch et al. 2002). Porém, a ictiofauna pode diminuir em uma escala regional por causa do decréscimo na heterogeneidade desses habitats (Pringle et al. 1988).

A biomassa dos peixes dos riachos do Tocantins foi diferente daquela encontrada no Araguaia provavelmente por causa da região de coleta, que ocorreu na porção superior da bacia caracterizada pelo relevo montanhoso. Os riachos montanhosos possuem barreiras geográficas que impedem a dispersão dos peixes (Fausch et al. 2002). Além disso, essas barreiras direcionam as comunidades a suportar condições adversas de maneira diferente daquela encontrada em ambientes onde essas barreiras são inexistentes (Pringle et al. 1988). Por causa dessas limitações, os riachos de regiões montanhosas apresentam modificações pontuais rápidas e a nível da bacia a longo prazo (Ward 1998). Além disso, como os riachos são ambientes mais próximos das cabeceiras, eles apresentam mudanças que refletem aquelas ocorridas a montante, embora cada riacho tenha características locais que também influenciam a sua dinâmica (Frissell et al. 1986).

Contudo, a variável velocidade da água foi importante tanto para os rios quanto para os riachos das bacias estudadas. Para Giller & Malmqvist (2000) essa variável é a mais importante dentro dos ecossistemas aquáticos, porque ela influencia a biota direta ou indiretamente, influenciando outras variáveis físicas, como morfologia do canal, e químicas, como oxigênio dissolvido, dos ecossistemas aquáticos.

Neste estudo, concluiu-se que, embora em escala espacial pequena, características relacionadas à paisagem de entorno, como a presença da planície de inundação, a região montanhosa e a proximidade entre os ambientes aquáticos, foram os principais fatores explicando a diferença significativa na biomassa da ictiofauna entre os

rios e riachos tropicais, resultados semelhantes aos encontrados para estudos com riqueza em espécies de peixes. Além disso, pode ser observar, também, uma tendência na interação entre biomassa e variáveis hídricas, sendo que a velocidade da água foi importante para a caracterização ambiental tanto nos rios quanto nos riachos, o que era esperado pelo fato de serem ambientes aquáticos lóticos e de acordo com muitos autores essa variável limita a fauna de ambientes aquáticos tropicais.

Referências bibliográficas

- Albrecht, M. P. & E. Pellegrini-Caramaschi, 2003. Feeding ecology of *Leporinus taeniofasciatus* (Characiformes: Anostomidae) before and after installation of a hydroelectric plant in the upper rio Tocantins, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 1(1):53-60.
- Allan, J. D., 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35(1):257-284.
- Allan, J. D. & M. M. Castillo, 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*, 2 ed. Springer, The Netherlands.
- Allan, J. D. & A. S. Flecker, 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43(1):32-43.
- Amoros, C. & G. Bornette, 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47(4):761-776.
- Angermeier, P. L. & I. J. Schlosser, 1989. Species-area relationship for stream fishes. *Ecology* 70(5):1450-1462.
- Angermeier, P. L. & M. R. Winston, 1998. Local vs. regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. *Ecology* 79(3):911-927.
- Aquino, S., E. M. Latrubesse & E. E. Souza-Filho, 2008. Relações entre o regime hidrológico e os ecossistemas aquáticos da planície aluvial do rio Araguaia. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 30(4):361-369.
- Bayley, P. B., 1995. Understanding large river: floodplain ecosystems. *BioScience* 45(3):153-158.
- Benda, L., N. L. Poff, D. Miller, T. Dunne, G. Reeves, G. Pess & M. Pollock, 2004. The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *BioScience* 54(5):413-427.

- Bond, N. R. & P. S. Lake, 2003. Local habitat restoration in streams: Constraints on the effectiveness of restoration for stream biota. *Ecological Management & Restoration* 4(3):193-198.
- Bührnheim, C. M., C. Cox-Fernandes & W. L. Montgomery, 2003. Structure of fish assemblages in amazonian rain-forest streams: effects of habitats and locality. *Copeia* 2003(2):255-262.
- Casatti, L., H. F. Mendes & K. M. Ferreira, 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63(2):213-222.
- Fausch, K. D., C. E. Torgersen, C. V. Baxter & H. W. Li, 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience* 52(6):483-498.
- Fernandes, C. C., 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish* 6:36-44.
- Frissell, C. A., W. J. Liss, C. E. Warren & M. D. Hurley, 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10(2):199-214.
- Giller, P. S. & B. Malmqvist, 2000. *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University press, New York.
- Goulding, M., M. L. Carvalho & E. G. Ferreira, 1988. Rio Negro, Rich life in poor water - Amazonian Diversity and Foodchain Ecology as seen through fish communities. SPB - Academic Publishing.
- 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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61:93-102.
- Hamilton, S. K., S. J. Sippel & J. M. Melack, 2002. Comparison of inundation patterns among major South American floodplains. *Journal Geophysical Research* 107(LBA):5-1/14.
- Hoeinghaus, D. J., K. O. Winemiller & J. S. Birnbaum, 2006. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*:1-15.
- Imhof, J. G., J. Fitzgibbon & W. K. Annable, 1996. A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(1):312-326.
- 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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:157-170.

- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106:110-127.
- Junk, W. J. & K. M. Wantzen, 2003. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications - an update. In: Welcomme, R. L. & T. Petr (eds) *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Bangkok, 2003. vol 2. RAP Publication, p 117-140.
- Leeuw, J. J., L. A. J. Nagelkerke, W. L. T. van Densen, K. Holmgren, P. A. Jansen & J. Vijverberg, 2003. Biomass size distributions as a tool for characterizing lake fish communities. *Journal of Fish Biology* 63:1454-1475.
- Lowe-McConnell, R. H., 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lowe, W. H., G. E. Likens & M. E. Power, 2006. Linking Scales in Stream Ecology. *BioScience* 56(7):591-597.
- Magurran, A. E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Malden (USA).
- Magurran, A. E. & D. A. T. Phillip, 2001. Implications of species loss in freshwater fish assemblages. *Ecography* 24(6):645-650.
- 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 of Freshwater Fish* 9(1-2):9-21.
- Matthews, W. J. L., 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall, New York.
- Melo, T. L., F. L. Tejerina-Garro & C. E. Melo, 2009. Influence of environmental parameters on fish assemblage of a Neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7(3):421-428.
- Mendonça, F. P., W. E. Magnusson & J. Zuanon, 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of central Amazonia. *Copeia* 4:751-764.
- Morais, R. P., L. G. Oliveira, E. M. Latrubesse & R. C. D. Pinheiro, 2005. Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio rio Araguaia. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27(3):203-213.
- Olin, M. & T. Malinen, 2003. Comparison of gillnet and trawl in diurnal fish community sampling. *Hydrobiologia* 506-509(1):443-449.
- Pacheco, A. C. G., R. Bartolette, J. F. Caluca, A. L. M. Castro, M. P. Albrecht & E. P. Caramaschi, 2009. Dinâmica alimentar de *Rhaphiodon vulpinus* Agassiz, 1829

(Teleostei, Cynodontidae) no alto Rio Tocantins (GO) em relação ao represamento pela UHE Serra da Mesa. *Biota Neotropica* 9:77-84.

- Pringle, C. M., R. J. Naiman, G. Bretschko, J. R. Karr, M. W. Oswood, J. R. Webster, R. L. Welcomme & M. J. Winterbourn, 1988. Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *Journal of the North American Benthological Society* 7(4):503-524.
- Ratter, J. A., J. F. Ribeiro & S. Bridgewater, 1997. The Brazilian Cerrado Vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80(3):223-230.
- Ricklefs, R. E., 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235(4785):167-171.
- Robinson, C. T., K. Tockner & J. V. Ward, 2002. The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47:661-677.
- Schlosser, I. J., 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* 41(10):704-712.
- Schlosser, I. J. & P. L. Angermeier, 1995. Spatial variation in demographic processes of lotic fishes: conceptual models, empirical evidence, and implications for conservation. *American Fisheries Society Symposium* 17:392-401.
- Silva, A. C., P. V. Torrado & J. S. Abreu Jr., 1999. Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. *Revista Universidade de Alenas* 5:21-26.
- Sioli, H., 1984. The Amazon - limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dr w. Junk Publishers, Boston.
- Smith, T. A. & C. E. Kraft, 2005. Stream fish assemblages in relation to landscape position and local habitat variables. *Transactions of the American Fisheries Society* 134(2):430-440.
- StatSoft, I., 2007. STATISTICA 8.0. 8.0 edn, Tulsa (USA).
- Tales, E. & R. Berrebi, 2007. Controls of local young-of-the-year fish species richness in flood plain water bodies: potential effects of habitat heterogeneity, productivity and colonisation-extinction events. *Ecology of Freshwater Fish* 16:144-154.
- 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. Mérona, 2000. Gill net sampling standardisation in large rivers of French Guiana (South America). *Bulletin Français de la Pêche et de La Pisciculture* 357/358:227-240.

- Tejerina-Garro, F. L. & B. 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. & B. d. Mérona, 2010. Flow seasonality and fish assemblage in a tropical river, French Guiana, South America. *Neotropical Ichthyology* 8(1):145-154.
- Thompson, R. M. & C. R. Townsend, 2005. Energy availability, spatial heterogeneity and ecosystem size predict food-web structure in streams. *Oikos* 108:137-148.
- 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.
- Ward, J. V., 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83(3):269-278.
- Welcomme, R. L., 1985. *River Fisheries* FAO Fisheries Technical. Rome, 330.
- Welcomme, R. L. & B. Mérona, 1988. Fish communities of rivers. In Leveque, C., M. N. Bruton & G. W. Sentongo (eds) *Biology and ecology of african freshwater fishes*. Collection Travaux et documents. Editions de l'ORSTROM, Paris, 251-276.

CAPÍTULO 2

Caracterização espacial da estrutura trófica da ictiofauna em rios e riachos da bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia, Brasil.

Resumo

O objetivo desse trabalho é caracterizar e comparar a estrutura trófica da ictiofauna dos rios e riachos amostrados na bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia, no estado de Goiás. Para caracterizar a estrutura trófica dos ambientes aquáticos foi determinado o hábito alimentar da ictiofauna através de análise de conteúdo estomacal e dados da literatura. A estrutura trófica da ictiofauna dos rios e riachos da bacia Tocantins-Araguaia foi representada por oito guildas tróficas (algívora, carnívora, detritívora, herbívora, invertívora, lepidófaga, onívora e piscívora), sendo composta principalmente por espécies onívoras, invertívoras, piscívoras e detritívoras. Nos rios os piscívoros e detritívoros contribuíram com maiores valores de ictiomassa, enquanto que nos riachos houve formação de grupos entre os indivíduos onívoros e invertívoros. Nos ambientes que drenam a bacia do rio Araguaia, os indivíduos onívoros e os piscívoros foram mais importantes (formação dos maiores grupos), enquanto que na bacia de drenagem do rio Tocantins os ambientes foram agrupados quanto à maior biomassa de onívoros e detritívoros. Este estudo mostrou que a guilda trófica dos peixes onívoros foi a mais importante nos rios e riachos da bacia Tocantins-Araguaia, o que pode estar relacionado com a dinâmica dos sistemas fluviais.

Palavras-chave: peixes, guildas tróficas, ambientes aquáticos

Abstract

The aim of this work is to characterize and compare the trophic structure of fish fauna of rivers and streams sampled in the Tocantins-Araguaia basin, state of Goiás. To characterize the trophic structure of aquatic environments was determined the feeding habits of fishes through analysis of stomach contents and literature. The trophic structure of fish fauna of rivers and streams of the Tocantins-Araguaia was represented by eight trophic guilds (algivore, carnivore, detritivore, herbivore, invertivore

lepidophage, omnivore and piscivore), being composed mainly omnivores, invertivores, piscivores and detritivores. In rivers the piscivores and detritivores contributed to higher values of ictiomass, while the streams were grouped between groups of individuals omnivores and insectivores. In environments that drain the basin of the Araguaia River, the omnivorous and piscivorous individuals were more important (formation of larger groups), whereas in the drainage basin of the Tocantins River environments were grouped according to higher biomass of omnivores and detritivores. This study showed that the trophic guild of omnivorous fish was the most important rivers and streams of the Tocantins-Araguaia basin, which may be related to the dynamics of rivers systems.

Key-words: Fishes; trophic guild; aquatic environments

Introdução

A obtenção de energia e nutrientes, através da atividade alimentar, determina o crescimento, reprodução e sobrevivência dos peixes (Wootton 1990; Zavala-Camin 1996). A aquisição de alimento vai depender da habilidade do peixe para procurar, detectar, caçar e ingerir sua presa, além de aproveitar a disponibilidade dos itens alimentares nos ambientes aquáticos (Abelha et al. 2001). No entanto, a disponibilidade da presa pode depender de fatores limnológicos, da predação e da conexão entre os ambientes (Luz-Agostinho et al. 2008).

Nos ambientes aquáticos, a estrutura trófica é influenciada por fatores bióticos relacionados à presa e ao predador, como, por exemplo, história de vida, tamanho e tipo de presa, densidade populacional e hora de atividade, e abióticos, como a disponibilidade espacial do habitat, mudanças sazonais na paisagem (Almeida et al. 1997; Winemiller & Jepsen 1998), a altitude e a ordem dos rios e riachos (Bistoni & Hued 2002; Woodward & Hildrew 2002). Em geral, componentes da paisagem do entorno dos ambientes aquáticos, como, por exemplo, a vegetação ripária, propiciam mudanças na estrutura trófica dos rios e riachos ao longo de um gradiente espacial (Ibañez et al. 2009; Woodward & Hildrew 2002).

A vegetação marginal interfere diretamente nas guildas tróficas dos ambientes aquáticos. Em locais com vegetação marginal o sombreamento diminui a produção primária e aumenta a disponibilidade de itens alimentares de origem alóctone, como

detritos vegetais e invertebrados terrestres (Afonso et al. 2000; Vannote et al. 1980). Para a ictiofauna, os detritos contribuem diretamente, servindo com alimento para peixes detritívoros (Esteves et al. 2008) e/ou indiretamente, fornecendo substrato para o estabelecimento de invertebrados bentônicos (Woodward & Hildrew 2002), os quais fazem parte da dieta de muitos peixes. De acordo com Vannote et al. (1980) e Huxes & McCann (1998) itens alóctones são mais utilizados como recursos alimentares nas cabeceiras, onde há presença da vegetação ciliar, enquanto que Rounick et al (1982) afirmam que os recursos autóctones são mais consumidos pela ictiofauna de ambientes mais largos, sem influência do sombreamento da vegetação marginal.

Por sua vez, a ictiofauna de ambientes aquáticos tropicais apresenta comportamento alimentar diversificado, contendo peixes especialistas como os lepidófagos e hematófagos, e/ou generalistas que exploram uma ampla variedade de recursos alimentares, dependendo da acessibilidade dos mesmos (Winemiller et al. 2008). Como os peixes não controlam a disponibilidade de suas presas, indivíduos oportunistas e onívoros estão amplamente distribuídos nos ambientes aquáticos dulcícolas, pois precisam mudar o tipo de alimento conforme a viabilidade no ambiente (Matthews 1998). Por exemplo, Schaus et al. (2002) citam peixes piscívoros que, devido à reduzida quantidade do item alimentar utilizado, complementam sua dieta com invertebrados. Os peixes onívoros e oportunistas são mais abundantes em rios e riachos devido à instabilidade ambiental apresentada pelos ambientes lóticos (Abelha et al. 2001; Luz-Agostinho et al. 2006).

É sabido que o fluxo de água entre os ambientes aquáticos transporta materiais e nutrientes e influencia na estabilidade da estrutura trófica dos rios e riachos (Huxel & McCann 1998). Com o intuito de verificar diferenças na estrutura trófica, este trabalho tem como objetivo caracterizar e comparar a estrutura trófica da ictiofauna, considerando a riqueza em espécies e a CPUE (captura por unidade de esforço) de biomassa (g), de rios e riachos amostrados na bacia Tocantins-Araguaia no estado de Goiás, Brasil Central.

Material e Métodos

- Área de estudo

As bacias do Araguaia e Tocantins no estado de Goiás, Brasil Central, drenam áreas de Cerrado e possuem uma sazonalidade definida. A estação da estiagem se

estende de maio a outubro e a estação chuvosa de novembro a abril (Albrecht & Pellegrini-Caramaschi 2003).

A região de estudo na bacia do rio Araguaia está localizada nas seções alta e média. A seção alta se estende da nascente, localizada na serra dos Caiapós, até a cidade de Registro do Araguaia drenando regiões com elevada altitude (850 m) sendo que a calha principal e dos afluentes se apresenta encaixada e num leito rochoso (Aquino et al. 2008), como é o caso dos rios Caiapó e Piranhas e dos riachos Corgão e Angico. A seção média do Araguaia, que se estende de Registro do Araguaia até Conceição do Araguaia (TO), apresenta altitude menor e está inserida em uma planície inundável (Aquino et al. 2008; Hamilton et al. 2002; Morais et al. 2005). Nessa seção a paisagem é constituída principalmente por fitofisionomia do tipo vereda (Ratter et al. 1997) como acontece no ribeirão Água Limpa e nos riachos Natal e Formiga. Alguns cursos de água como do Peixe (I e II) e Verde localizados na planície de inundação apresentam, durante a estiagem, trechos com baixa velocidade da água.

Na região de estudo os afluentes do rio Tocantins são encaixados, apresentam cachoeiras e uma vegetação marginal fechada, características de ambientes estreitos de cabeceiras (Pacheco et al. 2009), o que caracteriza o riacho Itiquira, que se origina de uma cachoeira que leva o mesmo nome (Salto de Itiquira). Em alguns locais, parte dessas características foi perdida devido à construção do reservatório da usina hidrelétrica de Serra da Mesa (Albrecht & Pellegrini-Caramaschi 2003). Todos os afluentes amostrados na bacia do rio Tocantins apresentam leitos rochosos e elevada velocidade da água tanto em rios.

- Protocolo amostral

As coletas foram realizadas no período de maio a setembro de 2008, em rios e riachos afluentes dos rios Araguaia e Tocantins, localizados no estado de Goiás (Figura 1). Na bacia do Araguaia foram amostrados 28 trechos distribuídos em 11 rios, um ribeirão e 16 riachos, enquanto que na bacia do Tocantins as coletas foram realizadas em 26 trechos distribuídos em nove rios e 17 riachos. Os trechos e o período sazonal (seca) das amostragens foram escolhidos considerando o fácil acesso aos locais de coleta. Todos os trechos foram georreferenciados com auxílio de um GPS (Garmin) e demarcados considerando a classificação de Imhof et al. (1996), os riachos com 50 m, o ribeirão com 500 m e os rios com 1000 m.

No ribeirão e nos rios foram utilizadas dois e quatro jogos, respectivamente, de redes de emalhar (3, 5, 7, 10, 12 e 14 cm entre nós opostos) considerando o protocolo amostral sugerido por Tejerina-Garro & Mérona (2000). As redes ficaram expostas das 17:30 as 7:30 horas. Nos riachos as amostragens foram realizadas durante uma hora, com rede de arrasto tipo picaré medindo 4 m de comprimento, 1,5 m de altura e malha de 1 cm entre nós opostos. Os peixes coletados foram fixados com solução formalina a 10%, acondicionados em sacos plásticos e imersos em barris plásticos contendo formol a 10%. Em laboratório, os peixes foram medidos (ictiômetro), pesados (SC2020 – OHAUS), identificados taxonomicamente e armazenados em álcool a 70%. As espécies estão depositadas no Centro de Biologia Aquática da Pontifícia Universidade Católica de Goiás e no Laboratório de Ictiologia do Museu da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, o qual confirmou a identificação realizada.

A guilda trófica de cada espécie foi determinada, considerando a sua dieta alimentar, via a análise do conteúdo estomacal (espécies com mais de cinco exemplares capturados) ou de dados da literatura, (Melo et al. 2004; Melo & Röpke 2004; Mérona & Rankin-de-Mérona 2004; Mérona et al. 2003; Moreira & Zuanon 2002; Nonogaki et al. 2007; Silva 1993), nesse último caso quando a quantidade de indivíduos analisados contendo conteúdo estomacal era inferior a cinco. A dieta alimentar foi determinada quando um item alimentar compunha mais de 51% do conteúdo estomacal. Assim, foram consideradas oito guildas tróficas, sendo elas: algívora – consumo de todos os tipos de algas; carnívora não especialista – ingestão de qualquer alimento de origem animal; detritívora – ingestão de material inorgânico e/ou orgânico (vegetal ou animal) em decomposição; herbívora – consumo de vegetais superiores (frutos, folhas, sementes, flores, raízes); lepidófaga – consumo de escamas e nadadeiras de peixes; onívora – alimento de origem animal e vegetal; invertívora – consumo de qualquer tipo de invertebrado, aquático ou terrestre; piscívora – consumo de peixes.

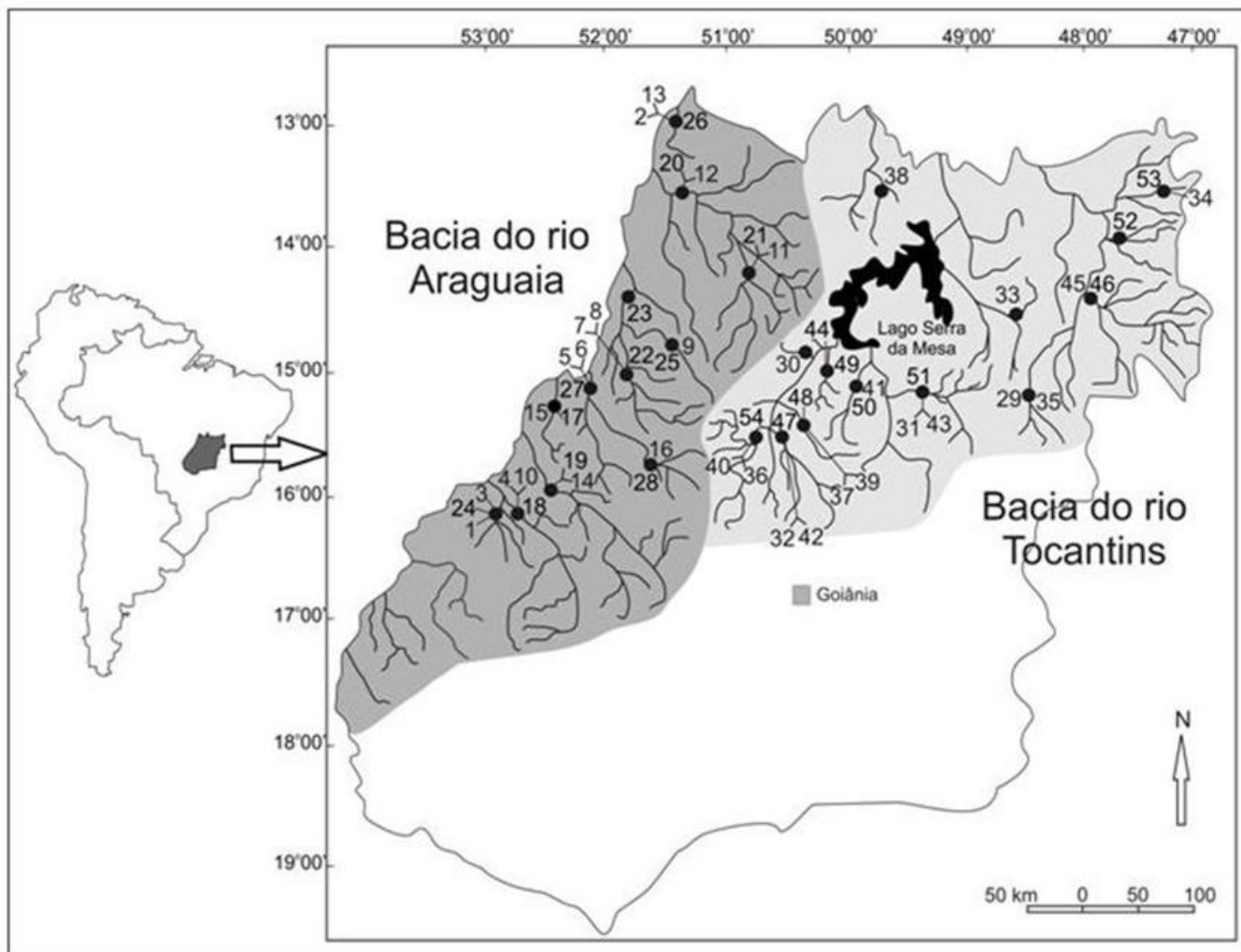


Figura 1 – Área de estudo com localização dos rios e riachos amostrados por bacia no estado de Goiás. Goiânia = capital do estado. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 29 = riacho 7Km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru.

- Análise de dados

Para as análises foram geradas duas matrizes de dados. Na primeira matriz foram utilizados os valores da captura por unidade de esforço (CPUE) por ambiente amostrado, levando em conta a biomassa das espécies coletadas em rios ($\text{g/m}^2/14\text{horas}$) e riachos ($\text{g/m}^2/1\text{hora}$). Na segunda matriz foi utilizada a riqueza de espécies por ambientes (rios e riachos) amostrados. Em ambas as matrizes foi considerada, separadamente, a soma da riqueza de espécies e da CPUE de biomassa (g) por guilda trófica em cada um dos 54 ambientes coletados (rios e riachos).

Para a comparação entre as riquezas em espécies das guildas tróficas encontradas nos 54 ambientes (rios e riachos) amostrados foi realizada uma análise de variância multivariada não paramétrica (NPMANOVA) com 10.000 permutações usando a distância Euclidiana. Esta análise é utilizada em valores discretos como a abundância de indivíduos, onde há maior probabilidade de distribuição assimétrica por causa de pequenas amostras e espécies raras (Anderson 2001). A análise de agrupamento entre os ambientes da bacia Tocantins-Araguaia foi realizada utilizando o índice de similaridade de Morisita, que varia de 0 a 1 e pode ser utilizado em medidas de biomassa (Valentin 1995), e o método de ligação unweighted pair-group average (UPGMA). Para os agrupamentos foi calculado o coeficiente cofenético (r), com o intuito de verificar o grau de distorção dos grupos da realidade, para isso foi aceito que o agrupamento com valor superior a 0,8 representa melhor a realidade (Valentin 1995).

As duas análises, a NPMANOVA e o agrupamento, foram realizadas para comparar as guildas tróficas da ictiofauna considerando: i) os ambientes (rios e riachos) e as bacias (Araguaia e Tocantins) amostradas; ii) os ambientes dentro de cada bacia; iii) cada ambiente separadamente considerando as duas bacias. Ambas as análises foram realizadas no programa estatístico PAST (Hammer et al. 2001).

Resultados

As 153 espécies de peixes coletadas estão distribuídas em oito guildas tróficas (algívora, carnívora, detritívora, herbívora, invertívora, lepidófaga, onívora e piscívora) (Apêndice C). Dentre essas, os onívoros e invertívoros apresentaram maior número de espécies coletadas, 48 e 37, respectivamente (Figura 2). Por outro lado, as guildas com

menor riqueza de espécies foram a herbívora e lepidófaga, com quatro e uma espécies, respectivamente (Figura 2).

Na comparação entre os rios e riachos que drenam a bacia Tocantins-Araguaia a NPMANOVA mostrou que a riqueza de espécies, considerando as guildas tróficas observadas, são diferentes ($F_{3;52} = 9,024$; $p < 0,0001$). O agrupamento com base na biomassa das guildas tróficas da ictiofauna dos rios e riachos que drenam as bacias Araguaia e Tocantins apresentou cinco grupos similares ($r = 0,8731$). O maior grupo foi formado por ambientes com similaridade na biomassa dos onívoros, o qual foi composto por 23 riachos (13 do Araguaia e 10 do Tocantins) e três rios da bacia do Tocantins, enquanto que a guilda dos piscívoros agrupou 11 rios (nove do Araguaia e dois do Tocantins) e dois riachos (um de cada bacia amostrada) (Figura 3). A similaridade entre os peixes invertívoros foi encontrada em dois rios (um da bacia Araguaia e outro do Tocantins) e quatro riachos (dois do rio Araguaia e dois do Tocantins) e os peixes detritívoros foram similares entre cinco rios e três riachos que drenam a bacia do Tocantins (Figura 3). A guilda dos algívoros englobou apenas o riacho Porcão (Figura 3).

Consideradas as bacias separadamente, os rios e riachos que drenam a bacia do rio Araguaia apresentaram diferença significativa quanto à riqueza de espécies ($F_{1;26} = 8,943$; $p < 0,0001$). A análise de agrupamento mostrou a formação de quatro grupos quando considerada a biomassa da ictiofauna ($r = 0,9302$). O primeiro grupo foi formado pelos peixes invertívoros do riacho Natal, onde se observa predominância do caracídeo *Hyphessobrycon* sp.; o segundo formado por peixes onívoros pertencentes a 14 riachos, o terceiro grupo foi constituído por peixes piscívoros de oito rios, um ribeirão e um riacho que eram similares quanto à biomassa dos piscívoros e o quarto agrupamento englobou os peixes detritívoros de três rios (Figura 4).

Para a bacia do rio Tocantins, a riqueza em espécies dos grupos tróficos entre os rios e os riachos foi estatisticamente diferente ($F_{1;24} = 5,962$; $p = 0,0002$). Para a biomassa houve a formação de quatro grupos relacionados aos níveis tróficos ($r = 0,8614$). O maior agrupamento foi da guilda trófica dos peixes onívoros, constituída por 12 riachos e três rios, seguida pelo grupo dos peixes detritívoros, que englobou três rios e três riachos e os piscívoros formou um grupo composto por dois rios e um riacho (Figura 5). Já o rio São Bernardo e o riacho Porcão ficaram isolados, sendo o primeiro influenciado pela biomassa dos invertívoros, devido à captura apenas de um exemplar de *Eigenmannia virescens* e o segundo pela biomassa de algívoros (Figura 5).

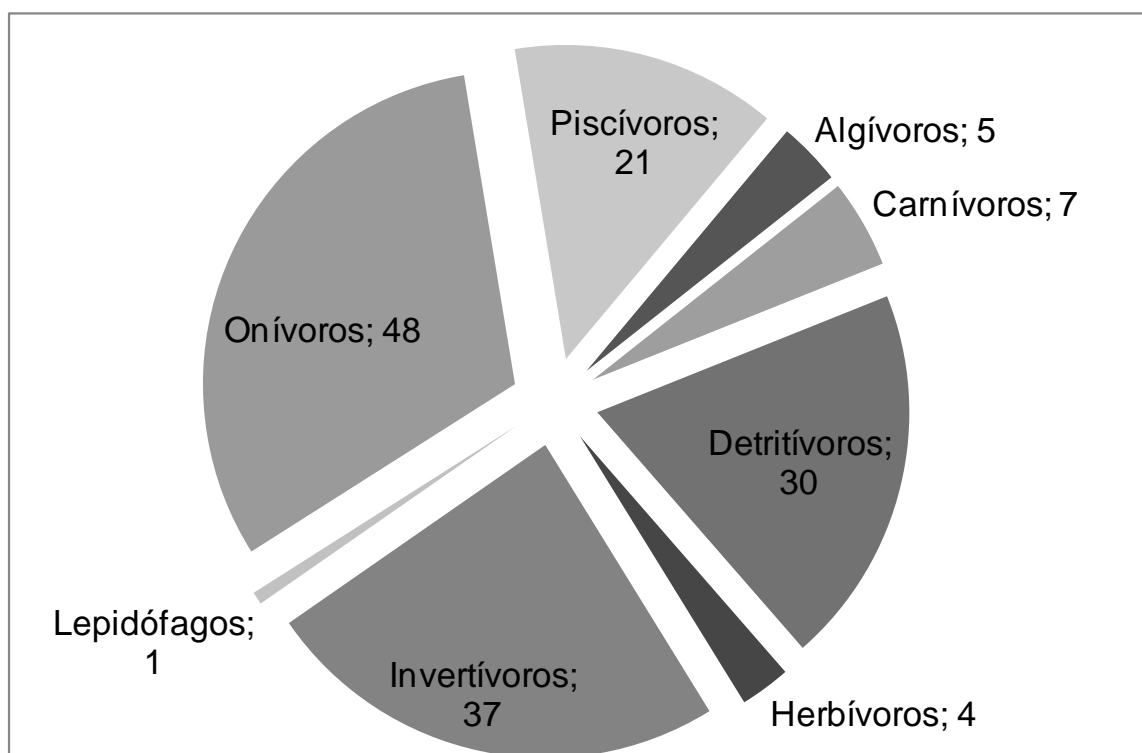


Figura 2 – Riqueza de espécies por guilda trófica nos rios e riachos amostrados na bacia Tocantins-Araguaia.

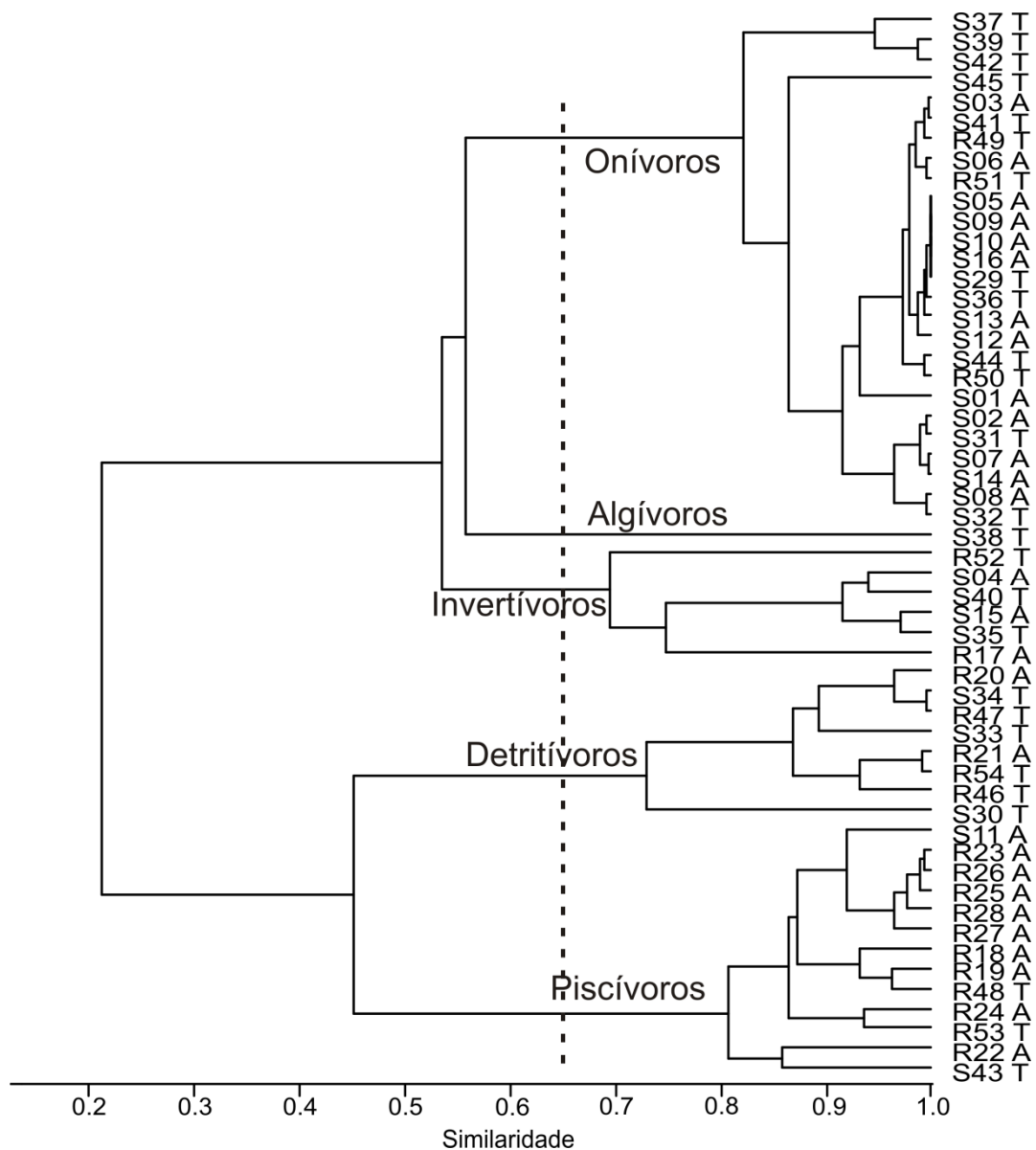


Figura 3 – Similaridade entre os rios (R) e riachos (S) amostrados nas bacias Araguaia (A) e Tocantins (T) considerando a CPUE de biomassa da ictiofauna por guilda trófica. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 29 = riacho 7 km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = riacho rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru.

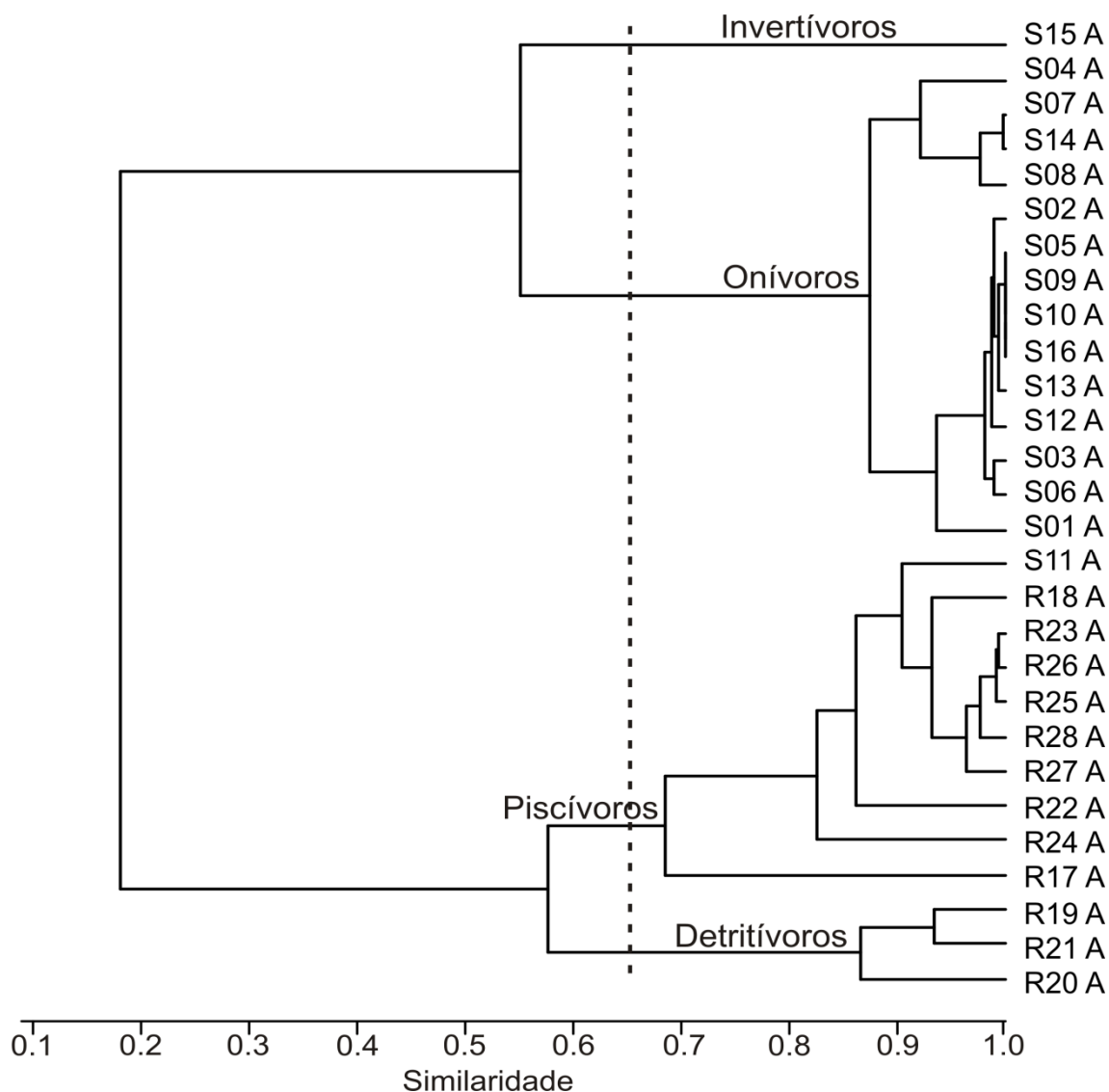


Figura 4 – Similaridade entre os rios (R) e riachos (S) amostrados na bacia do rio Araguaia (A) considerando a CPUE de biomassa da ictiofauna por guilda trófica. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I.

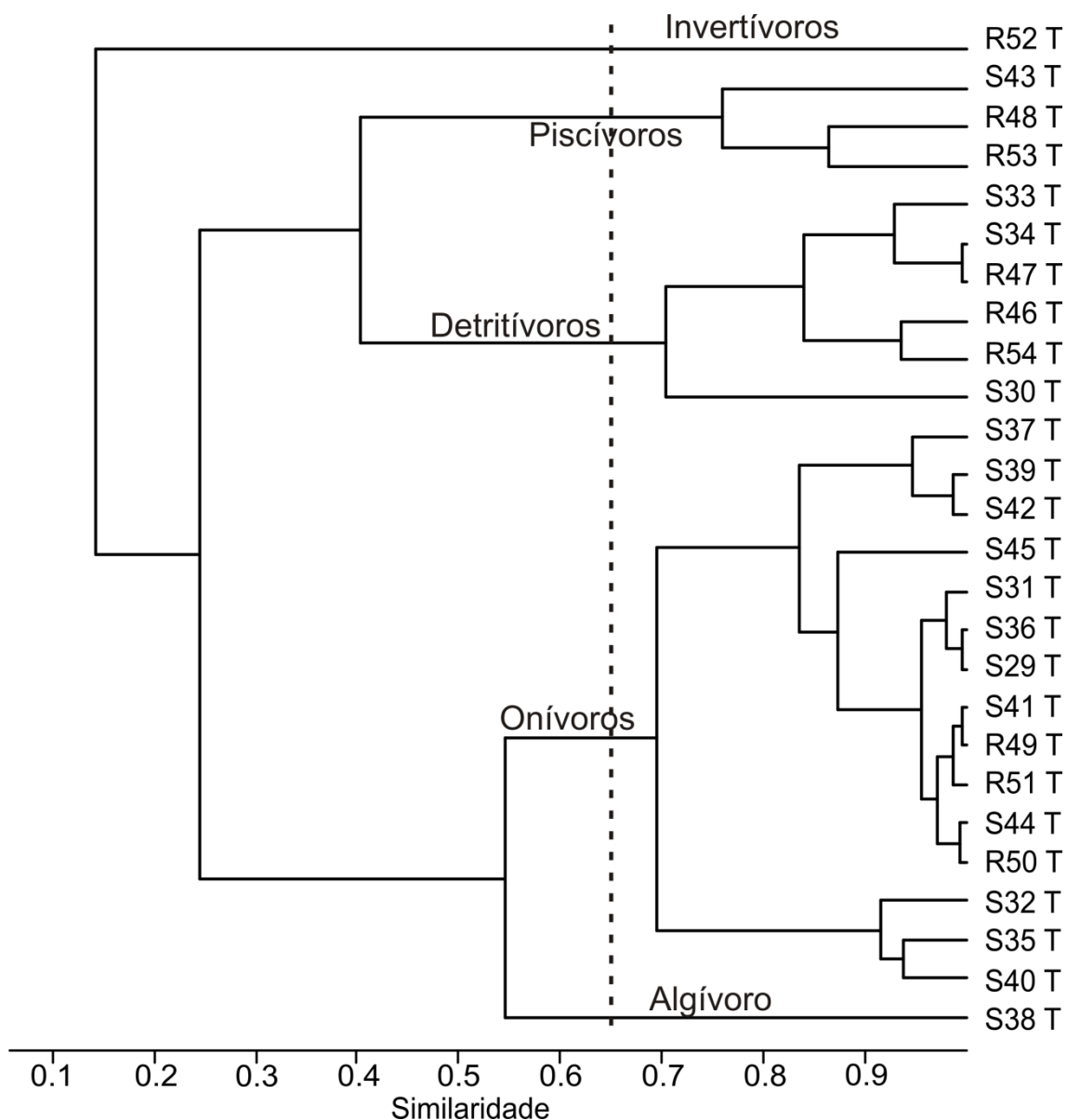


Figura 5 – Similaridade entre os rios (R) e riachos (S) amostrados na bacia do rio Tocantins (T) considerando a CPUE de biomassa da ictiofauna por guilda trófica. 29 = riacho 7 km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = riacho rio da Prata; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru.

Na comparação dos rios das bacias Araguaia e Tocantins, a NPMANOVA mostrou que a riqueza de espécies entre as guildas tróficas desses ambientes são diferentes ($F_{1,19} = 3,657$; $p < 0,034$). Nos rios de ambas as bacias, Araguaia e Tocantins, o agrupamento foi relacionado à quatro guildas tróficas ($r = 0,9141$). Os invertívoros foram importantes para o rio São Bernardo; o grupo dos onívoros foi composto por três rios do Tocantins, já o grupo dos detritívoros foi formado por três rios do Tocantins e dois do rio Araguaia e o grupo dos piscívoros foi constituído por 10 rios da bacia Araguaia e dois da bacia do Tocantins (Figura 6).

Quando comparados separadamente, os riachos apresentaram diferenças quanto a riqueza de espécies das guildas tróficas ($F_{1,31} = 11,06$; $p = 0,0003$). Para a análise de agrupamento da biomassa das guildas tróficas houve a separação de cinco grupos, não mostrando separação entre riachos do Araguaia e do Tocantins ($r = 0,8715$). O grupo dos onívoros foi composto pelo maior número de riachos, tanto da bacia Tocantins quanto da Araguaia, já o grupo dos invertívoros englobou dois ambientes do Araguaia e dois do Tocantins e os detritívoros constituíram um grupo formado por ambientes do Tocantins (Figura 7). Os riachos Dona Gercina (Araguaia) e Super Barranco (Tocantins) foram agrupados pela guilda dos piscívoros e o riacho Porcão formou um grupo sozinho constituído pelos algívoros (Figura 7).

Discussão

Os rios e riachos amostrados na bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia apresentaram diferença significativa na riqueza de espécies e na formação de grupos com biomassa semelhante, considerando as guildas tróficas encontradas. Fatores abióticos, como a hidrologia, e antrópicos (perda do habitat) atuam como importantes fontes que influenciam na riqueza de espécies e nas comunidades que compõem as redes tróficas dos ambientes aquáticos (Winemiller et al. 2008; Woodward & Hildrew 2002). Além disso, a população de consumidores dentro de um ambiente aquático pode ser influenciada pela proximidade entre habitats como, por exemplo, a junção entre rios e riachos ou a interação desses com o ambiente terrestre, devido à maior disponibilidade de nutrientes e presas nesses locais, assim os consumidores não estão limitados somente à produtividade primária (Kawaguchi et al. 2003).

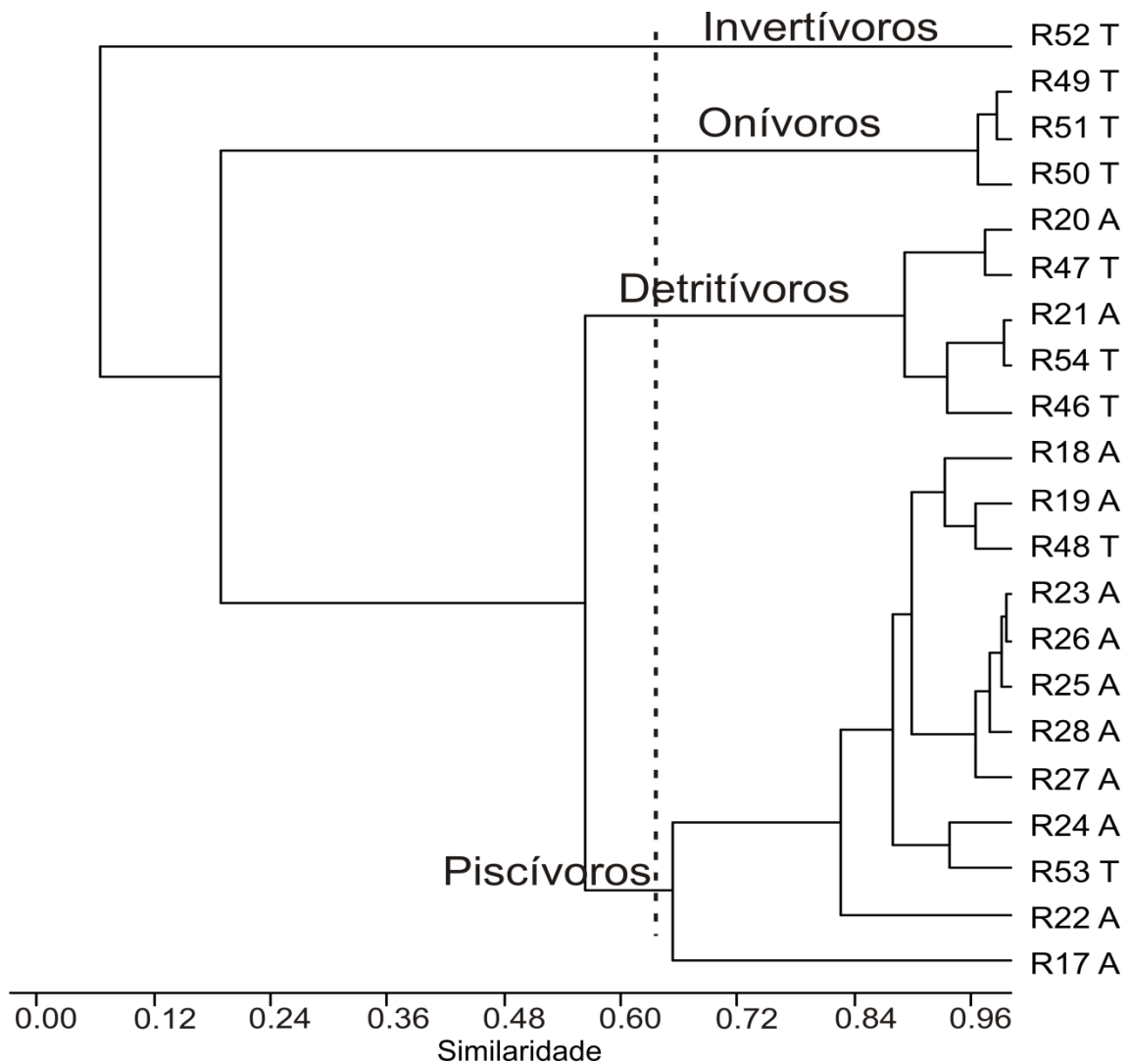


Figura 6 – Similaridade entre os rios (R) amostrados nas bacias Araguaia (A) e Tocantins (T) considerando a CPUE de biomassa da ictiofauna por guilda trófica. 17 = ribeirão Água Limpa; 18 = rio Caiapó; 19 = rio Claro; 20 = rio Crixás-Mirim; 21 = rio dos Bois; 22 = rio do Peixe I; 23 = rio do Peixe II; 24 = rio Piranhas; 25 = rio Tesoura; 26 = rio Verde; 27 = rio Vermelho II; 28 = rio Vermelho I; 46 = rio Corrente; 47 = rio das Almas; 48 = rio do Peixe; 49 = rio dos Bois; 50 = rio dos Patos; 51 = rio Maranhão; 52 = rio São Bernardo; 53 = rio São Domingos; 54 = rio Uru.

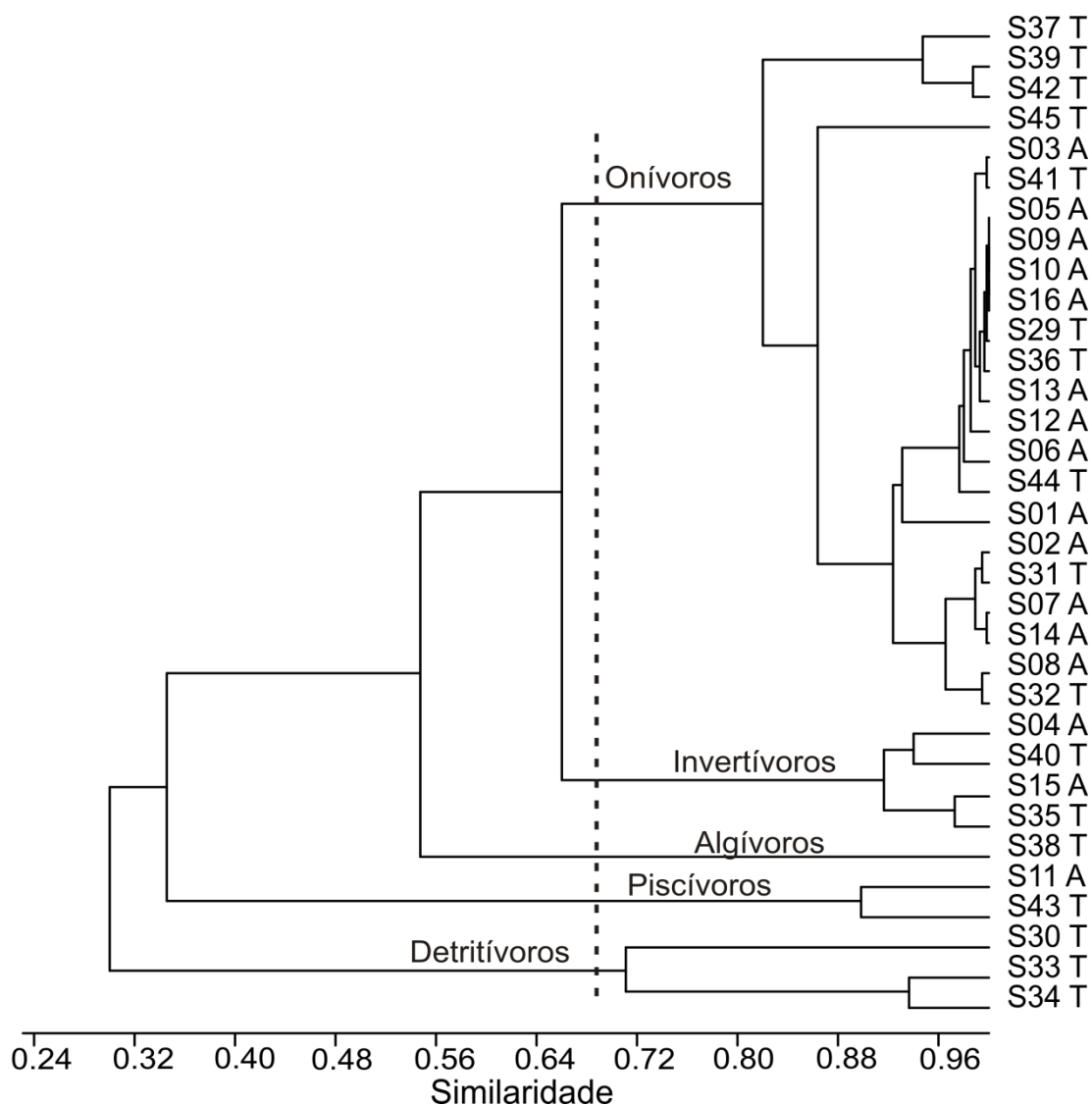


Figura 7 – Similaridade entre os riachos (S) amostrados nas bacias Araguaia (A) e Tocantins (T) considerando a CPUE de biomassa da ictiofauna por guilda trófica. 1 = riacho Angico; 2 = riacho Baião; 3 = riacho C1; 4 = riacho C2; 5 = riacho C3; 6 = riacho C4; 7 = riacho C5; 8 = riacho C6; 9 = riacho C7; 10 = riacho Corgão; 11 = riacho Dona Gercina; 12 = riacho Fazenda Moenda; 13 = riacho Formiga; 14 = riacho Indaiá; 15 = riacho Natal; 16 = riacho Taquari; 29 = riacho 7 km; 30 = riacho Bandido; 31 = riacho Bom Jesus; 32 = riacho dos Corvos; 33 = riacho do Eucalipto; 34 = riacho Galheiros; 35 = riacho Itiquira; 36 = riacho Leão; 37 = riacho Palmital; 38 = riacho Porcão; 39 = riacho dos Porquinhos; 40 = riacho do Portão; 41 = riacho Pouso Alegre; 42 = riacho Sr. Pedro; 43 = riacho Super Barranco; 44 = riacho Vereda; 45 = riacho rio da Prata.

Para os rios e riachos amostrados na bacia Tocantins-Araguaia, as guildas dos peixes onívoros, invertívoros, detritívoros e piscívoros foram as mais importantes tanto na riqueza em espécies quanto no agrupamento entre esses ambientes aquáticos. Peixes que ocupam estas guildas tróficas são amplamente distribuídos nos ambientes fluviais lóticos sul-americanos, tanto em rios (Alvim & Peret 2004; Goulding et al. 1988; Mérona et al. 2001; Mérona et al. 2008; Resende 2000) quanto em riachos (Barreto & Aranha 2006; Casatti 2002; Esteves et al. 2008; Melo et al. 2004).

Em trabalhos realizados em um riacho da mata Atlântica por Esteves & Lobón-Cerviá (2001) a riqueza de espécies que se alimentaram de itens autóctones foi maior, entretanto foi observado maiores valores para a biomassa dos peixes que utilizam recursos alóctones, como insetos e detritos. Assim, em cabeceiras há predominância no uso de recursos alimentares alóctones e em ambientes aquáticos mais largos há maior utilização de itens tróficos autóctones pelos peixes (Mérona et al. 2008).

A biomassa dos peixes onívoros agrupou a maior quantidade de riachos da bacia Tocantins-Araguaia. Por causa da heterogeneidade da paisagem dos riachos amostrados, esse agrupamento pode ser explicado por duas razões. A primeira é a posição do riacho na bacia de drenagem. Conforme se afasta das regiões de cabeceira, há um aumento na disponibilidade de itens que servem como alimento para os peixes, assim a presença de onívoros em riachos como, por exemplo, Baião, C5, C6 e Indaiá (bacia Araguaia) e Bom Jesus e dos Corvos (bacia do Tocantins) pode ser atribuída a essa distância das cabeceiras. Uma segunda razão é a instabilidade natural dos riachos, como nos C3, C7, Taquari e 7km, ou de origem antrópica observada nos riachos Corgão e Leão. Com isso, a presença dos onívoros na bacia Tocantins-Araguaia pode ser explicada pela maior disponibilidade de alimento em regiões mais distantes das cabeceiras (Ibañez et al. 2009) ou pela flutuação sazonal no ambiente controlando os recursos disponíveis para a biota (Jepsen & Winemiller 2002; Tejerina-Garro & Mérona 2010). Alexandre et al. (2010) encontraram predominância de indivíduos onívoros em um riacho urbanizado, o que pode estar ligado com a perturbação do ambiente. Em geral, os peixes onívoros podem se dividir em dois grupos, os onívoros bentônicos e os planctônicos, sendo que cada um utiliza um tipo de alimento e contribui para o funcionamento de diferentes camadas da coluna d'água (Schaus et al. 2002).

Os onívoros também foram importantes quando se considerou os rios da bacia Tocantins-Araguaia. Nesse caso, o grupo formado por biomassa semelhante de onívoros foi composto pelos rios dos Bois, Maranhão e dos Patos, todos pertencentes à bacia do

Tocantins. Esse agrupamento pode ser explicado pelo fato dos três ambientes ficarem próximos ao lago da usina de Serra da Mesa. A construção de usinas hidrelétricas pode modificar a alimentação dos peixes, porque a disponibilidade dos recursos alimentares será diferente daquela antes da construção da mesma (Mérona et al. 2001). A presença de espécies onívoras em locais que sofreram mudanças ambientais pode estar relacionada com a mudança brusca no ambiente (Mérona et al. 2001), como, por exemplo, nesses rios próximos ao lago de Serra da Mesa, os quais foram modificados devido ao fechamento do lago da usina. A construção de usinas hidrelétricas cria barreiras que impedem a migração de algumas espécies de peixes rios acima para encontrar ambiente favorável para desova e desenvolvimento dos juvenis (Agostinho et al. 2001). Além disso, mudanças espaços-temporais nos rios e riachos causam variação nos recursos alimentares disponíveis, com isso favorece a flexibilidade alimentar da ictiofauna dos ambientes fluviais tropicais (Abelha et al. 2001).

Assim como os onívoros, a guilda dos detritívoros também formou grupo tanto nos riachos quanto nos rios. Nos riachos Bandido, Fazenda do Eucalipto e Galheiros houve o agrupamento com base na biomassa de detritívoros. A disponibilidade do detrito orgânico nos ambientes aquáticos é originada principalmente pela vegetação marginal e qualquer mudança nessa pode causar danos para o funcionamento de todo o sistema aquático (Lecerf et al. 2005). Mas em alguns lugares essa vegetação nativa vem dando espaço para pastagem e áreas urbanas, como acontece nos três riachos citados acima. Resultados encontrados por Esteves et al. (2008) mostraram que em riachos da bacia do rio Tietê houve um aumento da biomassa dos peixes detritívoros em locais perto de áreas de pastagem. Em casos como esse a vegetação herbácea e a gramínea podem sustentar uma cadeia trófica de detritívoros, por causa da quantidade de nitrogênio e da alta taxa de decomposição (Menninger & Palmer 2007). Além da retirada da vegetação marginal, o desaparecimento de espécies detritívoras pode acarretar uma mudança na composição de espécies de todo um local (Flecker 1996). O consumo de detritos por animais aquáticos, entre eles os peixes, é mais intensa nas porções inferiores (Vannote et al. 1980), onde há deposição do material oriundo das porções superiores.

Para a biomassa dos comedores de detrito dos rios, houve predominância de indivíduos da família Loricariidae, tanto em rios afluentes da bacia Araguaia (rios Crixás-Mirim e dos Bois) quanto nos rios que drenam a bacia Tocantins (rio das Almas, Uru e Corrente). Peixes que se alimentam de detrito são comuns em rios sul-americanos

(Vaz et al. 1999). No caso dos rios citados acima, o substrato dos mesmos pode ter favorecido a maior biomassa dos representantes dessa família, composta por indivíduos dos gêneros *Squaliforma*, mais representativos no ambientes do Tocantins, e *Hypostomus* no Araguaia. Os rios de ambas as bacia possuíam o substrato composto por rochas e algumas áreas de praia. No caso do rio Corrente, os valores médio de turbidez (16,00 NTU) podem ter favorecido a biomassa de detritívoros, pois em ambientes mais turvos peixes que precisam de visão para obter seu alimento, como no caso dos piscívoros, podem ser prejudicados, como observados por De Robertis et al. (2003), Melo et al. (2009a) Tejerina-Garro et al. (1998) assim causando uma diminuição na biomassa destes.

Os invertívoros tiveram a maior formação de grupo quando considerados os riachos das duas bacias. Nos riachos C2 e Natal, que drenam o Araguaia, e Portão e Itiquira, da bacia do Tocantins, houve predominância da biomassa de indivíduos invertívoros. As características ambientais desses riachos podem ter contribuído para o estabelecimento de indivíduos que se alimentam de macroinvertebrados. Os invertebrados constituem um importante recurso alimentar para os peixes, principalmente de riachos, os quais se alimentam tanto de invertebrados aquáticos, que consomem o litter no substrato dos rios e riachos, quanto de invertebrados terrestres (Kawaguchi et al. 2003). A vegetação submersa, presente no riacho Natal, fornece substrato para os invertebrados (Jepsen & Winemiller 2002) e a mata ciliar, observada nos riachos Itiquira e Portão, é outro fator importante para maior entrada de invertebrados terrestres para o canal dos riachos. Além disso, os ambientes com forte correnteza, como o riacho Itiquira, pode abrigar maior quantidade de invertebrados, os quais se aderem ao substrato (Winemiller et al. 2008). A presença de peixes invertívoros em locais sem vegetação marginal, como, por exemplo, no riacho C2, pode ser atribuída ao fato desses capturarem animais a deriva, oriundos da cobertura vegetal a jusante do ponto de coleta (Melo et al. 2004).

Os maiores valores de biomassa de peixes algívoros e piscívoros encontrados nos riachos Porcão e Super Barranco estão relacionados com a diminuição da mata ciliar, que, de acordo com Couceiro et al. (2007), Wipfli (2005) e Rounick et al. (1982), a retirada da mesma diminui tanto a abundância de macroinvertebrados quanto da quantidade de detritos. Por outro lado, o riacho dona Gercina, embora com grande quantidade de detrito orgânico por causa da vegetação ciliar, apresentou maior biomassa de piscívoro, devido à presença da espécie *Hoplias malabaricus*. Essa espécie é

facilmente encontrada escondida entre galhos e folhas em riachos que drenam a bacia Tocantins-Araguaia, quando jovem se alimenta de invertebrados e na fase adulta de peixes (Melo et al. 2005).

A biomassa dos piscívoros foi mais importante para os rios que drenam a bacia Araguaia. Geralmente os canais principais dos rios são habitados por peixes de grande porte, na sua maioria compreendida por indivíduos piscívoros, os quais precisam de lugares maiores para procurar suas presas (Power & Dietrich 2002; Winemiller & Jepsen 1998). No caso dos rios da bacia do Araguaia esses peixes piscívoros são representados, principalmente, pelas espécies *Boulengerella cuvieri*, *Hydrolycus* spp., *Rhaphiodon vulpinus*, *Pellona castelnaeana* entre outras. Essas espécies são amplamente distribuídas na bacia Tocantins-Araguaia (Melo et al. 2005). A menor quantidade de piscívoros nos ambientes do rio Tocantins pode estar ligada a presença do reservatório da usina de Serra da Mesa, que serve como barreira, impossibilitando a migração de indivíduos, entre eles os piscívoros. Além disso, a disponibilidade de presas é um fator determinante na presença de indivíduos piscívoros (Mérona et al. 2001; Winemiller 1989).

A presença de peixes piscívoros em rios da bacia do Tocantins foi nos rios São Domingos, com a presença de indivíduos da espécie *Hydrolycus tatauaia*, o qual não apresenta influência do reservatório de Serra da Mesa e do rio do Peixe. Nesse último caso, a biomassa dos piscívoros foi influenciada pelas espécies *Hoplias malabaricus* e *H. lacerdae*, ambas não realizam migrações (Luz-Agostinho et al. 2008; Santos et al. 2004) e são facilmente encontradas em rios da bacia do rio Tocantins.

No caso de alguns rios do Araguaia, como, por exemplo, rios do Peixe I e II e Verde, a presença da planície pode favorecer um maior sustento na biomassa dos piscívoros. Resultados como esses foram encontrados por Almeida et al. (1997), onde os piscívoros compõem grande parte da biomassa de peixes nas planícies de inundação do rio Paraná. Em locais associados à planície de inundação há maior disponibilidade de habitats e recursos alimentares para o estabelecimento dos peixes (Benda et al. 2004; Junk et al. 1989) e locais para a reprodução de suas presas (Luz-Agostinho et al. 2008).

O estudo mostrou que a estrutura trófica da ictiofauna da bacia Tocantins-Araguaia é composta principalmente por espécies onívoras, invertívoras, piscívoras e detritívoras, as quais estão amplamente distribuídas em ambientes aquáticos lóticos tropicais. Além disso, a estabilidade dos ambientes aquáticos determinou a estrutura trófica dos mesmos, sendo que nos rios os piscívoros e os detritívoros foram mais

importantes, pelo fato desses sistemas sofrer impacto menor com distúrbios no ambiente, ou seja, ter maior estabilidade. No entanto, a instabilidade encontrada em riachos induz as espécies a uma atividade alimentar oportunista e/ou generalista, seguindo esse padrão, os onívoros foram mais importantes nos riachos estudados.

Referências bibliográficas

- Abelha, M. C. F., A. A. Agostinho & E. Goulart, 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum* 23(2):425-434.
- Afonso, A. A. O., R. Henry & R. C. S. M. Rodella, 2000. Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). *Brazilian Archives of Biology & Technology* 43:335-343.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & M. Zalewski, 2001. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecology & Hydrobiology* 1(1-2):209-217.
- Albrecht, M. P. & E. Pellegrini-Caramaschi, 2003. Feeding ecology of *Leporinus taeniofasciatus* (Characiformes: Anostomidae) before and after installation of a hydroelectric plant in the upper rio Tocantins, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 1(1):53-60.
- Alexandre, C. V., K. E. Esteves & A. M. M. Mello, 2010. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 641(1):97-114.
- Almeida, V. L. L., N. S. Hahn & A. E. A. d. M. Vazzoler, 1997. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). *Ecology of Freshwater Fish* 6(3):123-133.
- Alvim, M. C. C. & A. C. Peret, 2004. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco river in Três Marias, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64(2):195-202.
- Anderson, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26(1):32-46.
- Aquino, S., E. M. Latrubesse & E. E. Souza-Filho, 2008. Relações entre o regime hidrológico e os ecossistemas aquáticos da planície aluvial do rio Araguaia. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 30(4):361-369.
- Barreto, A. P. & J. M. R. Aranha, 2006. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(3):779-788.

- Benda, L., N. L. Poff, D. Miller, T. Dunne, G. Reeves, G. Pess & M. Pollock, 2004. The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *BioScience* 54(5):413-427.
- Bistoni, M. A. & A. C. Hued, 2002. Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Braz J Biol* 62(4B):753-764.
- Casatti, L., 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do parque estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 2(2):1-14.
- Couceiro, S. R. M., N. Hamada, S. L. B. Luz, B. R. Forsberg & T. P. Pimentel, 2007. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* 575:271-284.
- De Robertis, A., C. H. Ryer, A. Veloza & R. D. Brodeur, 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60:1517-1526.
- Esteves, K. E., A. V. P. Lobo & M. D. R. Faria, 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia* 598:373-387.
- Esteves, K. E. & J. Lobón-Cerviá, 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes* 62(4):429-440.
- Flecker, A. S., 1996. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical. *Ecology* 77(6):1845-1854.
- Goulding, M., M. L. Carvalho & E. G. Ferreira, 1988. Rio Negro, Rich life in poor water - Amazonian Diversity and Foodchain Ecology as seen through fish communities. SPB - Academic Publishing.
- Hamilton, S. K., S. J. Sippel & J. M. Melack, 2002. Comparison of inundation patterns among major South American floodplains. *Journal Geophysical Research* 107(LBA):5-1/14.
- Hammer, O., D. A. T. Harper & P. D. Rhyan, 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for educations and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4(1):1-9.
- Huxel, G. R. & K. McCann, 1998. Food web stability: the influence of trophic flows across habitats. *The American Naturalist* 152(3):460-469.
- Ibañez, C., J. Belliard, R. M. Hughes, P. Irz, A. Kamdem-Toham, N. Lamouroux, P. A. Tedesco & T. Oberdorff, 2009. Convergence of temperate and tropical stream fish assemblages. *Ecography* 32(4):658-670.

- Imhof, J. G., J. Fitzgibbon & W. K. Annable, 1996. A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(1):312-326.
- Jepsen, D. B. & K. O. Winemiller, 2002. Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. *Oikos* 96:46-55.
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106:110-127.
- Kawaguchi, Y., Y. Taniguchi & S. Nakano, 2003. Terrestrial invertebrate inputs determine the local abundance of stream fishes in a forested stream. *Ecology* 84(3):701-708.
- Lecerf, A., M. Dobson, C. K. Dang & E. Chauvet, 2005. Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Oecologia* 146:432-442.
- Luz-Agostinho, K. D. G., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & H. F. Júlio, 2008. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 607(1):187-198.
- Luz-Agostinho, K. D. G., L. M. Bini, R. Fugi, A. A. Agostinho & H. F. Júlio Jr., 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4(1):61-68.
- Matthews, W. J. L., 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall, New York.
- Melo, C. E., J. D. Lima, V. Pinto-Silva & T. L. Melo, 2005. *Peixes do Rio das Mortes: identificação e ecologia das espécies mais comuns*. Editora UNEMAT, Cáceres.
- Melo, C. E., J. D. Lima & E. F. Silva, 2009. Relationships between water transparency and abundance of Cynodontidae species in the Bananal floodplain, Mato Grosso, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7(2):251-256.
- Melo, C. E., F. A. Machado & V. Pinto-Silva, 2004. Feeding habits of fish from a stream in the Savanna of Central Brazil, Araguaia basin. *Neotropical Ichthyology* 2(1):37-44.
- Melo, C. E. & C. P. Röpke, 2004. Alimentação e distribuição de pias (Pisces, Anostomidae) na planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(1):51-56.
- Menninger, H. L. & M. A. Palmer, 2007. Herbs and grasses as an allochthonous resource in open-canopy headwater streams. *Freshwater Biology* 52(9):1689-1699.

- Mérona, B. & J. Rankin-de-Mérona, 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology* 2(2):75-84.
- Mérona, B., G. M. Santos & R. G. Almeida, 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 60:375-392.
- Mérona, B., R. Vigouroux & V. Horeau, 2003. Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica* 24:147-156.
- Mérona, B. d., B. Hugueny, F. L. Tejerina-Garro & E. Gautheret, 2008. Diet-morphology relationship in a fish assemblage from a medium-sized river of French Guiana: the effect of species taxonomic proximity. *Aquat Living Resour* 21(2):171-184.
- Morais, R. P., L. G. Oliveira, E. M. Latrubesse & R. C. D. Pinheiro, 2005. Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio rio Araguaia. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27(3):203-213.
- Moreira, S. S. & J. Zuanon, 2002. Dieta de *Retroculus lapidifer* (Perciformes: Cichlidae), um peixe reofilico do rio Araguaia, Estado do Tocantins, Brasil. *Acta Amazonica* 32(4):691-705.
- Nonogaki, H., J. A. Nelson & W. P. Patterson, 2007. Dietary histories of herbivorous loricariid catfishes: evidence from $\delta^{13}\text{C}$ values of otoliths. *Environmental Biology of Fishes* 78(1):13-21.
- Pacheco, A. C. G., R. Bartolette, J. F. Caluca, A. L. M. Castro, M. P. Albrecht & E. P. Caramaschi, 2009. Dinâmica alimentar de *Rhaphiodon vulpinus* Agassiz, 1829 (Teleostei, Cynodontidae) no alto Rio Tocantins (GO) em relação ao represamento pela UHE Serra da Mesa. *Biota Neotropica* 9:77-84.
- Power, M. E. & W. E. Dietrich, 2002. Food webs in river networks. *Ecological Research* 17(4):451-471.
- Ratter, J. A., J. F. Ribeiro & S. Bridgewater, 1997. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. *Annals of Botany* 80(3):223-230.
- 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.
- Rounick, J. S., M. J. Winterbourn & G. L. Lyon, 1982. Differential utilization of allochthonous and autochthonous inputs by aquatic invertebrates in some New Zealand streams: a stable carbon isotope study. *Oikos* 39:191-198.
- Santos, G. M., B. Mérona, A. A. Juras & M. Jégu, 2004. Peixes do baixo Rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí. Eletronorte, Brasília.

- Schaus, M. H., M. J. Vanni & T. E. Wissing, 2002. Biomass-dependent diet shifts in omnivorous gizzard shad: implications for growth, food web, and ecosystem effects. *Transactions of the American Fisheries Society* 131(1):40-54.
- Silva, C. P. D., 1993. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do igarapé do Candirú, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 23(2-3):271-285.
- Tejerina-Garro, F. L., R. Fortin & M. A. Rodríguez, 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia river, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes* 51:399-410.
- Tejerina-Garro, F. L. & B. Mérona, 2000. Gill net sampling standardisation in large rivers of French Guiana (South America). *Bulletin Français de la Pêche et de La Pisciculture* 357/358:227-240.
- Tejerina-Garro, F. L. & B. d. Mérona, 2010. Flow seasonality and fish assemblage in a tropical river, French Guiana, South America. *Neotropical Ichthyology* 8(1):145-154.
- Valentin, J. L., 1995. Agrupamento e ordenação. In Peres-Neto, P. R., J. L. Valentin & F. A. S. Fernandez (eds) *Tópicos em tratamento de dados biológicos. vol II. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 27-55.*
- 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.
- Vaz, M. M., M. Petrere-Júnior, L. A. Martinelli & A. A. Mozeto, 1999. The dietary regime of detritivorous fish from the river Jacaré Pepira, Brazil. *Fisheries Management & Ecology* 6:121-132.
- Winemiller, K. O., 1989. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan ilanos. *Environmental Biology of Fishes* 26(3):177-199.
- Winemiller, k. O., A. A. Agostinho & P. E. Caramaschi, 2008. Fish ecology in tropical streams. In Dudgeon, D. (ed) *Tropical stream ecology*. Elsevier, USA, 107-146.
- Winemiller, K. O. & D. B. Jepsen, 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology* 53(A):267-296.
- Wipfli, M. S., 2005. Trophic linkages between headwater forests and downstream fish habitats: implications for forest and fish management. *Landscape and Urban Planning* 72:205-213.
- Woodward, G. & A. G. Hildrew, 2002. Food web structure in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47:777-798.

Wootton, R. J., 1990. Ecology of teleost fishes. Chapman and Hall, London.

Zavala-Camin, L. A., 1996. Introdução aos Estudos sobre Alimentação Natural em Peixes. Editora da Universidade Estadual de Maringá - EDUEM, Maringá.

CONCLUSÕES GERAL

- ✓ Os estudos mostraram que houve diferença significativa na biomassa da ictiofauna entre os rios e riachos das bacias Araguaia e Tocantins, diferença essa influenciada pelo tipo de habitat determinado pela paisagem na qual está inserida a região estudada.
- ✓ A caracterização ambiental mostrou que as variáveis velocidade, turbidez, largura e luminosidade foram consideradas mais importantes para os rios e riachos amostrados, refletindo as características da bacia de drenagem.
- ✓ A estrutura trófica foi composta por indivíduos das guildas dos piscívoros e detritívoros, nos rios, e onívoros e invertívoros, nos riachos. Essa estrutura pode estar relacionada com a influência de distúrbios sofridos pelos ambientes, tanto de origem natural quanto antrópico.
- ✓ A estrutura trófica dos rios e riachos que drenam a bacia do rio Araguaia foi caracterizada por uma ictiofauna de onívoros e piscívoros, o que pode ser explicado pela heterogeneidade de habitats amostrados nessa bacia.
- ✓ Peixes onívoros e detritívoros compuseram a estrutura trófica dos afluentes do rio Tocantins amostrados neste estudo. O lago da usina hidrelétrica de Serra da Mesa pode ser um fator que influenciou a presença desses indivíduos, devido a limitação no deslocamento da ictiofauna em alguns ambientes aquáticos estudados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atualmente a bacia Tocantins-Araguaia sofre intenso processo de antropização, fator que colabora para a fragmentação do habitat e, conseqüentemente, acarreta a perda da diversidade biológica. Embora a perturbação afete diretamente o ambiente terrestre, o carreamento em excesso de material inorgânico para dentro dos cursos de água resulta na descaracterização dos mesmos. Outro fator que contribui para a entrada abundante desse tipo de material alóctone é a retirada da mata ciliar, intensificando o assoreamento das margens e prejudicando toda a biodiversidade aquática. Essas mudanças afetam principalmente a disponibilidade e qualidade de habitat.

Dentro do estado de Goiás, a bacia Tocantins-Araguaia apresenta alta heterogeneidade espacial, pois abrange tanto rios e riachos de cabeceiras, por exemplo,

a região alta do rio Araguaia e a área de drenagem do Tocantins, quanto ambientes aquáticos inseridos em uma planície de inundação, a seção média do rio Araguaia. Essa heterogeneidade espacial pode ter contribuído para a diferença significativa na biomassa da ictiofauna entre os rios e riachos amostrados, pois os maiores valores de biomassa foram amostrados nos ambientes inseridos na planície de inundação do Bananal, região essa que disponibiliza maior quantidade de habitats e com isso pode abrigar maior abundância de peixes. Além disso, as características físicas dos ambientes aquáticos que drenam essa região com relevo plano favorecem a ictiofauna, pois são rios e riachos que apresentam menor velocidade da água e maior largura, como, por exemplo, os rios do Peixe I e II e Verde e os riachos Formiga e Fazenda Moenda.

Os ambientes fluviais amostrados na área de drenagem do rio Tocantins, além da destruição do cerrado, o lago da usina hidrelétrica de Serra da Mesa também colaborou para mudanças tanto nas características físicas, como, por exemplo, diminuição da velocidade da água em ambientes a montante do lago, quanto na própria ictiofauna, impedindo a movimentação dos peixes. Foi observada a ausência de espécies migrantes, como, por exemplo, *Hydrolycus tatauaia*, nos ambientes a montante do lago, por outro lado, *Hoplias malabaricus* e *H. lacerdae* teve maior biomassa nos locais a montante do lago, pois são espécies de peixes que não realizam migrações e estão amplamente distribuídas nos ambientes da bacia Tocantins-Araguaia.

Com isso fica clara a necessidade de mais estudo visando a conservação dos ambientes aquáticos do Cerrado, os quais são influenciados principalmente pela disponibilidade de habitats devido a heterogeneidade espacial apresentada pela bacia Tocantins-Araguaia no estado de Goiás.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAL

- Abelha, M. C. F., A. A. Agostinho & E. Goulart, 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum* 23(2):425-434.
- Afonso, A. A. O., R. Henry & R. C. S. M. Rodella, 2000. Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 43:335-343.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & M. Zalewski, 2001. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecohydrology & Hydrobiology* 1(1-2):209-217.

- Albrecht, M. P. & E. Pellegrini-Caramaschi, 2003. Feeding ecology of *Leporinus taeniofasciatus* (Characiformes: Anostomidae) before and after installation of a hydroelectric plant in the upper rio Tocantins, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 1(1):53-60.
- Alexandre, C. V., K. E. Esteves & A. M. M. Mello, 2010. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 641(1):97-114.
- Allan, J. D., 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35(1):257-284.
- Allan, J. D. & M. M. Castillo, 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*, 2 edn. Springer, The Netherlands.
- Allan, J. D. & A. S. Flecker, 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43(1):32-43.
- Almeida, V. L. L., N. S. Hahn & A. E. A. d. M. Vazzoler, 1997. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). *Ecology of Freshwater Fish* 6(3):123-133.
- Alvim, M. C. C. & A. C. Peret, 2004. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco river in Três Marias, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64(2):195-202.
- Amoros, C. & G. Bornette, 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47(4):761-776.
- Anderson, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26(1):32-46.
- Angermeier, P. L. & I. J. Schlosser, 1989. Species-area relationship for stream fishes. *Ecology* 70(5):1450-1462.
- Angermeier, P. L. & M. R. Winston, 1998. Local vs. regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. *Ecology* 79(3):911-927.
- Aquino, S., E. M. Latrubesse & E. E. Souza-Filho, 2008. Relações entre o regime hidrológico e os ecossistemas aquáticos da planície aluvial do rio Araguaia. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 30(4):361-369.
- Barreto, A. P. & J. M. R. Aranha, 2006. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(3):779-788.
- Bayley, P. B., 1995. Understanding large river: floodplain ecosystems. *BioScience* 45(3):153-158.

- Benda, L., N. L. Poff, D. Miller, T. Dunne, G. Reeves, G. Pess & M. Pollock, 2004. The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *BioScience* 54(5):413-427.
- Bistoni, M. A. & A. C. Hued, 2002. Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology* 62(4B):753-764.
- Bond, N. R. & P. S. Lake, 2003. Local habitat restoration in streams: Constraints on the effectiveness of restoration for stream biota. *Ecological Management & Restoration* 4(3):193-198.
- Bühnheim, C. M., C. Cox-Fernandes & W. L. Montgomery, 2003. Structure of fish assemblages in amazonian rain-forest streams: effects of habitats and locality. *Copeia* 2003(2):255-262.
- Casatti, L., 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do parque estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 2(2):1-14.
- Casatti, L., H. F. Mendes & K. M. Ferreira, 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63(2):213-222.
- Collares-Pereira, M. J. & I. G. Cowx, 2004. The role of catchment scale environmental management in freshwater fish conservation. *Fisheries Management & Ecology* 11(3-4):303-312.
- Costa, M. H., A. Botta & J. A. Cardille, 2003. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins river, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology* 283:206-217.
- Couceiro, S. R. M., N. Hamada, S. L. B. Luz, B. R. Forsberg & T. P. Pimentel, 2007. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* 575:271-284.
- De Robertis, A., C. H. Ryer, A. Veloza & R. D. Brodeur, 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60:1517-1526.
- Dias, A. M. & F. L. Tejerina-Garro, 2010. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology* 8(3):587-598.
- Esteves, K. E., A. V. P. Lobo & M. D. R. Faria, 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia* 598:373-387.
- Esteves, K. E. & J. Lobón-Cerviá, 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes* 62(4):429-440.

- Fausch, K. D., C. E. Torgersen, C. V. Baxter & H. W. Li, 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience* 52(6):483-498.
- Fernandes, C. C., 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish* 6:36-44.
- Flecker, A. S., 1996. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical. *Ecology* 77(6):1845-1854.
- Frissell, C. A., W. J. Liss, C. E. Warren & M. D. Hurley, 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10(2):199-214.
- 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.
- Giller, P. S. & B. Malmqvist, 2000. *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University press, New York.
- Goulding, M., M. L. Carvalho & E. G. Ferreira, 1988. Rio Negro, Rich life in poor water - Amazonian Diversity and Foodchain Ecology as seen through fish communities. SPB - Academic Publishing.
- Grenouillet, G., D. Pont & C. Hérissé, 2004. Within-basin fish assemblage structure: the relative influence of habitat versus stream spatial position on local species richness. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61:93-102.
- Hamilton, S. K., S. J. Sippel & J. M. Melack, 2002. Comparison of inundation patterns among major South American floodplains. *Journal Geophysical Research* 107(LBA):5-1/14.
- Hammer, O., D. A. T. Harper & P. D. Rhyan, 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4(1):1-9.
- Hoeinghaus, D. J., K. O. Winemiller & J. S. Birnbaum, 2006. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*:1-15.
- Huang, S. L., W. W. Budd, S. L. Chan & Y. C. Lin, 2007. Stream order, hierarchy, and energy convergence of land use. *Ecological Modelling* 205:255-264.
- Huxel, G. R. & K. McCann, 1998. Food web stability: the influence of trophic flows across habitats. *The American Naturalist* 152(3):460-469.
- Ibañez, C., J. Belliard, R. M. Hughes, P. Irz, A. Kamdem-Toham, N. Lamouroux, P. A. Tedesco & T. Oberdorff, 2009. Convergence of temperate and tropical stream fish assemblages. *Ecography* 32(4):658-670.

- Imhof, J. G., J. Fitzgibbon & W. K. Annable, 1996. A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(1):312-326.
- 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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:157-170.
- Jepsen, D. B. & K. O. Winemiller, 2002. Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. *Oikos* 96:46-55.
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106:110-127.
- Junk, W. J. & K. M. Wantzen, The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications - an update. In: Welcomme, R. L. & T. Petr (eds) *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Bangkok, 2003. vol 2. RAP Publication, p 117-140.
- Kawaguchi, Y., Y. Taniguchi & S. Nakano, 2003. Terrestrial invertebrate inputs determine the local abundance of stream fishes in a forested stream. *Ecology* 84(3):701-708.
- Latrubesse, E. M., M. L. Amsler, R. P. Morais & S. Aquino, 2009. The geomorphologic response of a large pristine alluvial river of tremendous deforestation in the South American tropics: the case of the Araguaia River. *Geomorphology* 113:239-252.
- Lecerf, A., M. Dobson, C. K. Dang & E. Chauvet, 2005. Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Oecologia* 146:432-442.
- Leeuw, J. J., L. A. J. Nagelkerke, W. L. T. van Densen, K. Holmgren, P. A. Jansen & J. Vijverberg, 2003. Biomass size distributions as a tool for characterizing lake fish communities. *Journal of Fish Biology* 63:1454-1475.
- Lowe-McConnell, R. H., 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lowe, W. H., G. E. Likens & M. E. Power, 2006. Linking Scales in Stream Ecology. *BioScience* 56(7):591-597.
- Luz-Agostinho, K. D. G., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & H. F. Júlio, 2008. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 607(1):187-198.
- Luz-Agostinho, K. D. G., L. M. Bini, R. Fugi, A. A. Agostinho & H. F. Júlio Jr., 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4(1):61-68.

- Magurran, A. E., 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science, Malden (USA).
- Magurran, A. E. & D. A. T. Phillip, 2001. Implications of species loss in freshwater fish assemblages. *Ecography* 24(6):645-650.
- 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 of Freshwater Fish* 9(1-2):9-21.
- Matthews, W. J. L., 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall, New York.
- Melo, C. E., J. D. Lima, V. Pinto-Silva & T. L. Melo, 2005. Peixes do Rio das Mortes: identificação e ecologia das espécies mais comuns. Editora UNEMAT, Cáceres.
- Melo, C. E., J. D. Lima & E. F. Silva, 2009a. Relationships between water transparency and abundance of Cynodontidae species in the Bananal floodplain, Mato Grosso, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7(2):251-256.
- Melo, C. E., F. A. Machado & V. Pinto-Silva, 2004. Feeding habits of fish from a stream in the Savanna of Central Brazil, Araguaia basin. *Neotropical Ichthyology* 2(1):37-44.
- Melo, C. E. & C. P. Röpke, 2004. Alimentação e distribuição de piaus (Pisces, Anostomidae) na planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(1):51-56.
- Melo, T. L., F. L. Tejerina-Garro & C. E. Melo, 2007. Diversidade biológica da comunidade de peixes no baixo rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(3):657-665.
- Melo, T. L., F. L. Tejerina-Garro & C. E. Melo, 2009b. Influence of environmental parameters on fish assemblage of a Neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7(3):421-428.
- Mendonça, F. P., W. E. Magnusson & J. Zuanon, 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of central Amazonia. *Copeia* 4:751-764.
- Menninger, H. L. & M. A. Palmer, 2007. Herbs and grasses as an allochthonous resource in open-canopy headwater streams. *Freshwater Biology* 52(9):1689-1699.
- Mérona, B. & J. Rankin-de-Mérona, 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology* 2(2):75-84.

- Mérona, B., G. M. Santos & R. G. Almeida, 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 60:375-392.
- Mérona, B., R. Vigouroux & V. Horeau, 2003. Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica* 24:147-156.
- Mérona, B. d., B. Hugueny, F. L. Tejerina-Garro & E. Gautheret, 2008. Diet-morphology relationship in a fish assemblage from a medium-sized river of French Guiana: the effect of species taxonomic proximity. *Aquat Living Resour* 21(2):171-184.
- Meybeck, M., G. Friedrich, R. Thomas & D. Chapman, 1996. Rivers. In Chapman, D. (ed) *Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Segunda edn. UNESCO/WHO/UNEP, Cambridge, 626.
- Morais, R. P., L. G. Oliveira, E. M. Latrubesse & R. C. D. Pinheiro, 2005. Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio rio Araguaia. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27(3):203-213.
- Moreira, S. S. & J. Zuanon, 2002. Dieta de *Retroculus lapidifer* (Perciformes: Cichlidae), um peixe reofilico do rio Araguaia, Estado do Tocantins, Brasil. *Acta Amazonica* 32(4):691-705.
- Nonogaki, H., J. A. Nelson & W. P. Patterson, 2007. Dietary histories of herbivorous loricariid catfishes: evidence from $\delta^{13}\text{C}$ values of otoliths. *Environmental Biology of Fishes* 78(1):13-21.
- Olin, M. & T. Malinen, 2003. Comparison of gillnet and trawl in diurnal fish community sampling. *Hydrobiologia* 506-509(1):443-449.
- Pacheco, A. C. G., R. Bartolette, J. F. Caluca, A. L. M. Castro, M. P. Albrecht & E. P. Caramaschi, 2009. Dinâmica alimentar de *Rhaphiodon vulpinus* Agassiz, 1829 (Teleostei, Cynodontidae) no alto Rio Tocantins (GO) em relação ao represamento pela UHE Serra da Mesa. *Biota Neotropica* 9:77-84.
- Power, M. E. & W. E. Dietrich, 2002. Food webs in river networks. *Ecological Research* 17(4):451-471.
- Pringle, C. M., R. J. Naiman, G. Bretschko, J. R. Karr, M. W. Oswood, J. R. Webster, R. L. Welcomme & M. J. Winterbourn, 1988. Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *Journal of the North American Benthological Society* 7(4):503-524.
- Rahel, F., J., 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology* 52:696-710.

- Ratter, J. A., J. F. Ribeiro & S. Bridgewater, 1997. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. *Annals of Botany* 80(3):223-230.
- 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.
- Ribeiro, M. C. L. B., M. Petrere-Júnior & A. A. Juras, 1995. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins river basin, Brazil. *Regulated Rivers: Research & Management* 11:325-350.
- Ricklefs, R. E., 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235(4785):167-171.
- Robinson, C. T., K. Tockner & J. V. Ward, 2002. The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47:661-677.
- Rounick, J. S., M. J. Winterbourn & G. L. Lyon, 1982. Differential utilization of allochthonous and autochthonous inputs by aquatic invertebrates in some New Zealand streams: a stable carbon isotope study. *Oikos* 39:191-198.
- Santos, G. M., B. Mérona, A. A. Juras & M. Jégu, 2004. Peixes do baixo Rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí. Eletronorte, Brasília.
- Schaus, M. H., M. J. Vanni & T. E. Wissing, 2002. Biomass-dependent diet shifts in omnivorous gizzard shad: implications for growth, food web, and ecosystem effects. *Transactions of the American Fisheries Society* 131(1):40-54.
- Schlosser, I. J., 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* 41(10):704-712.
- Schlosser, I. J. & P. L. Angermeier, 1995. Spatial variation in demographic processes of lotic fishes: conceptual models, empirical evidence, and implications for conservation. *American Fisheries Society Symposium* 17:392-401.
- Silva, A. C., P. V. Torrado & J. S. Abreu Jr., 1999. Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. *Revista Universidade de Alfenas* 5:21-26.
- Silva, C. P. D., 1993. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do igarapé do Candirú, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 23(2-3):271-285.
- Sioli, H., 1984. The Amazon - Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin. Dr w. Junk Publishers, Boston.
- Smith, T. A. & C. E. Kraft, 2005. Stream fish assemblages in relation to landscape position and local habitat variables. *Transactions of the American Fisheries Society* 134(2):430-440.
- StatSoft, I., 2007. STATISTICA 8.0. 8.0 edn, Tulsa (USA).

- Tales, E. & R. Berrebi, 2007. Controls of local young-of-the-year fish species richness in flood plain water bodies: potential effects of habitat heterogeneity, productivity and colonisation-extinction events. *Ecology of Freshwater Fish* 16:144-154.
- Tejerina-Garro, F. L., R. Fortin & M. A. Rodríguez, 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia river, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes* 51:399-410.
- 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. Mérona, 2000. Gill net sampling standardisation in large rivers of French Guiana (South America). *Bulletin Français de la Pêche et de La Pisciculture* 357/358:227-240.
- Tejerina-Garro, F. L. & B. 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. & B. d. Mérona, 2010. Flow seasonality and fish assemblage in a tropical river, French Guiana, South America. *Neotropical Ichthyology* 8(1):145-154.
- Thompson, R. M. & C. R. Townsend, 2005. Energy availability, spatial heterogeneity and ecosystem size predict food-web structure in streams. *Oikos* 108:137-148.
- Valentin, J. L., 1995. Agrupamento e ordenação. In Peres-Neto, P. R., J. L. Valentin & F. A. S. Fernandez (eds) *Tópicos em tratamento de dados biológicos*. vol II. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 27-55.
- Vanni, M. J., K. K. Arend, M. T. Bremigan, D. B. Bunnell, J. E. Garvey, M. J. González, W. H. Renwick, P. A. Soranno & R. A. Stein, 2005. Linking landscapes and food webs: effects of omnivorous fish and watersheds on reservoir ecosystems. *BioScience* 55(2):155-167.
- 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.
- Vaz, M. M., M. Petrere-Júnior, L. A. Martinelli & A. A. Mozeto, 1999. The dietary regime of detritivorous fish from the river Jacaré Pepira, Brazil. *Fisheries Management & Ecology* 6:121-132.
- Ward, J. V., 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83(3):269-278.

- Welcomme, R. L., 1985. River Fisheries FAO Fisheries Technical. Rome, 330.
- Welcomme, R. L. & B. Mérona, 1988. Fish communities of rivers. In Leveque, C., M. N. Bruton & G. W. Sentongo (eds) Biology and ecology of african freshwater fishes. Collection Travaux et documents. Editions de l'ORSTROM, Paris, 251-276.
- Winemiller, K. O., 1989. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan ilanos. *Environmental Biology of Fishes* 26(3):177-199.
- Winemiller, k. O., A. A. Agostinho & P. E. Caramaschi, 2008. Fish ecology in tropical streams. In Dudgeon, D. (ed) *Tropical stream ecology*. Elsevier, USA, 107-146.
- Winemiller, K. O. & D. B. Jepsen, 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology* 53(A):267-296.
- Wipfli, M. S., 2005. Trophic linkages between headwater forests and downstream fish habitats: implications for forest and fish management. *Landscape and Urban Planning* 72:205-213.
- Woodward, G. & A. G. Hildrew, 2002. Food web structure in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47:777-798.
- Wootton, R. J., 1990. Ecology of teleost fishes. Chapman and Hall, London.
- Young, R. G. & A. D. Huryn, 1996. Interannual variation in discharge controls ecosystem metabolism along a grassland river continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:2199-2211.
- Zavala-Camin, L. A., 1996. Introdução aos Estudos sobre Alimentação Natural em Peixes. Editora da Universidade Estadual de Maringá - EDUEM, Maringá.

APÊNDICE

Apêndice A – Biomassa, dados limnológicos e detrito orgânico amostrados nos rios e riachos afluentes da bacia do rio Araguaia.

LOCAL	Biomassa	Altitude	Turbidez	Profundidade	Luminosidade	Velocidade	Detrito	Largura
	(g)	(m)	(NTU)	(m)	(LUX)	(cm.s ⁻¹)	Orgânico (g)	(m)
Riacho Angico	0,73	400,00	7,50	0,20	12,00	9,44	10,31	3,33
Riacho Baião	0,15	226,00	11,20	0,57	10,67	68,26	25,08	9,00
Riacho C1	0,31	400,00	15,90	0,20	12,00	63,70	2,82	2,50
Riacho C2	0,37	500,00	11,10	0,16	15,00	42,33	21,06	3,00
Riacho C3	1,45	261,00	7,03	0,17	8,33	36,86	6,90	2,03
Riacho C4	0,41	248,00	10,48	0,48	10,67	5,18	6,54	3,42
Riacho C5	1,32	266,00	12,50	0,27	14,00	0,99	5,57	2,58
Riacho C6	0,78	263,00	5,04	0,23	12,67	18,93	3,12	2,82
Riacho C7	0,20	304,00	1,88	0,20	7,33	0,06	5,87	2,17
Riacho Corgão	0,38	396,00	4,49	0,18	13,00	78,74	8,04	2,77
Riacho Dona Gercina	1,75	316,00	7,72	0,17	9,33	0,10	26,80	1,67
Riacho Fazenda Moenda	1,62	245,00	12,40	0,27	9,33	48,52	3,94	4,00
Riacho Formiga	0,94	218,00	11,40	0,32	9,33	21,35	10,08	9,67
Riacho Indaiá	0,08	331,00	8,58	0,43	9,33	55,36	12,43	7,73
Riacho Natal	0,11	277,00	16,30	0,32	9,33	2,75	7,75	6,00
Riacho Taquari	0,02	317,00	8,26	0,44	9,33	42,34	28,35	3,95
Ribeirão Água Limpa	0,25	267,00	215,46	1,13	14,00	24,50	56,28	7,00
Rio Caiapó	1,12	349,00	53,50	2,10	13,33	51,21	33,88	128,00
Rio Claro	2,02	302,00	48,23	2,50	12,00	114,20	3,75	89,33
Rio Crixás Mirim	2,82	244,00	7,82	0,76	14,00	48,25	5,44	28,00
Rio dos Bois Gercina	2,21	302,00	7,05	1,00	10,67	18,23	7,96	17,33
Rio do Peixe I	5,49	262,00	9,02	2,32	12,33	11,29	5,36	43,67
Rio do Peixe II	7,95	238,00	26,60	1,12	14,00	41,38	2,93	100,67
Rio Piranhas	1,72	333,00	19,90	2,73	11,33	90,10	3,40	70,00
Rio Tesoura	1,35	304,00	15,13	0,65	10,67	42,86	30,00	33,67
Rio Verde	3,78	214,00	17,80	2,28	9,67	5,02	17,29	18,33
Rio Vermelho II	0,33	250,00	31,67	3,13	13,00	35,83	2,78	87,33
Rio Vermelho I	2,62	305,00	13,60	7,70	14,00	58,93	1,10	34,00

Apêndice B – Biomassa, dados limnológicos e detrito orgânico amostrados nos rios e riachos afluentes da bacia do rio Tocantins.

LOCAL	Biomassa	Altitude	Turbidez	Profundidade	Luminosidade	Velocidade	Detrito	Largura
	(g)	(m)	(NTU)	(m)	(LUX)	(cm.s ⁻¹)	Orgânico (g)	(m)
Riacho 7Km	0,15	638,00	2,40	0,27	12,33	35,64	30,13	5,00
Riacho Bandido	0,05	552,00	5,66	0,40	10,33	32,07	13,79	6,33
Riacho Bom Jesus	0,04	942,00	2,10	0,66	11,67	37,77	22,35	10,67
Riacho dos Corvos	0,61	553,00	5,66	0,32	14,33	9,39	3,07	4,50
Riacho do Eucalipto	0,00	585,00	5,70	0,26	9,33	13,08	35,99	7,00
Riacho Galheiros	0,30	602,00	2,63	0,69	13,33	72,14	8,89	19,00
Riacho Itiquira	0,01	800,00	3,60	0,43	9,00	48,36	17,08	10,67
Riacho Leão	0,62	564,00	3,70	0,43	13,33	4,06	6,22	4,33
Riacho Palmital	0,58	534,00	5,10	0,19	11,67	39,32	14,28	2,23
Riacho Porcão	0,43	306,00	14,90	0,53	14,00	23,19	5,03	2,43
Riacho Porquinhos	0,08	529,00	4,40	0,13	12,67	27,99	9,75	3,50
Riacho Portão	0,49	565,00	15,00	0,18	11,00	4,35	4,18	4,93
Riacho Pouso Alegre	0,07	594,00	4,50	0,36	12,33	15,25	7,88	4,67
Riacho Sr. Pedro	0,30	566,00	6,79	0,16	9,33	0,17	13,22	2,17
Riacho Super Barranco	0,02	615,00	1,40	0,48	12,00	80,99	6,49	9,33
Riacho Vereda	0,50	544,00	5,66	0,20	12,00	2,97	7,68	2,00
Rio da Prata	0,12	489,00	7,00	0,82	13,33	37,11	5,27	16,00
Rio Corrente	0,35	431,00	16,67	1,40	14,00	50,36	3,29	56,67
Rio das Almas	5,54	553,00	14,27	1,07	14,00	13,99	2,40	21,33
Rio do Peixe	2,32	534,00	14,27	1,15	11,33	36,64	5,14	37,67
Rio dos Bois	0,01	519,00	9,33	0,67	12,67	68,85	2,03	11,67
Rio dos Patos	4,00	556,00	14,27	1,50	11,67	40,25	2,95	18,67
Rio Maranhão	2,37	600,00	8,59	1,60	13,33	68,06	6,95	31,00
Rio São Bernado	0,02	403,00	8,03	0,91	11,00	52,57	11,33	10,00
Rio São Domingos	1,33	432,00	15,25	1,80	13,00	73,41	2,51	26,67
Rio Uru	0,67	557,00	14,27	1,42	14,00	54,67	4,81	41,67

Apêndice C – Riqueza de espécies por guildas tróficas amostradas nos rios e riachos afluentes na bacia Tocantins-Araguaia.

Guildas tróficas	Guildas tróficas	Guildas tróficas	Guildas tróficas
<i>Espécies</i>	<i>Espécies</i>	<i>Espécies</i>	<i>Espécies</i>
Algívoros	Detritívoros	Herbívoros	Invertívoros
<i>Apareiodon</i> sp.	<i>Hemiancistrus</i> sp.	<i>Leporinus trifasciatus</i>	<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i>
<i>Apareiodon</i> sp.2	<i>Hypoptopoma</i> sp.	<i>Metynniss lippincottianus</i>	<i>Hemiodus unimaculatus</i>
<i>Otocinclus tapirape</i>	<i>Hypostomus faveolus</i>	<i>Myleus torquatus</i>	<i>Hyphessobrycon</i> sp.
<i>Rineloricaria</i> sp.	<i>Hypostomus plecostomus</i>	<i>Mylossoma duriventre</i>	<i>Hypoclinemus mentalis</i>
<i>Rineloricaria</i> sp.2	<i>Hypostomus</i> sp.1		<i>Imparfinis</i> sp.
	<i>Hypostomus</i> sp.2	Invertívoros	Lebiasinidae N.I.
Carnívoros não especialistas	<i>Laemolyta fernandezi</i>	<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>
<i>Crenicichla labrina</i>	<i>Leporacanthicus</i> sp.	<i>Anostomus ternetzi</i>	<i>Pamphorichthys</i> sp.
<i>Crenicichla</i> N.I.	<i>Panaque</i> c/ bola na barriga	<i>Aphyocharax</i> sp.	<i>Phenacogaster</i> sp.
<i>Crenicichla strigata</i>	<i>Panaque</i> c/ listra na barriga	<i>Aspidoras</i> sp.	<i>Pristigaster cayana</i>
<i>Hemisorubim plathyrhyncus</i>	<i>Panaque nigrolineatus</i>	<i>Auchenipterichthys coracoideus</i>	<i>Psellogrammus</i> sp.
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	<i>Panaque</i> sp.1	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	<i>Retroculus lapidifer</i>
<i>Serrasalmus gibbus</i>	<i>Panaque</i> sp.2	<i>Brachyhypopomus cf. brevirostris</i>	<i>Rhamdella</i> sp.
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	<i>Panaque</i> sp.3	<i>Brycon falcatus</i>	<i>Rhamphichthys</i> sp.
	<i>Peckoltia oligospila</i>	<i>Bryconops caudomaculatus</i>	<i>Sternopygus macrurus</i>
Detritívoros	<i>Prochilodus nigricans</i>	<i>Bunocephalus coracoides</i>	<i>Tetragonopterus argenteus</i>
<i>Ancistrus cf. hoplogenyis</i>	<i>Psectrogaster amazonica</i>	<i>Characidium zebra</i>	<i>Thoracocharax stellatus</i>
<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	<i>Pseudacanthicus</i> sp.	<i>Colomesus aselus</i>	<i>Trichomycterus</i> sp.
<i>Curimata acutirostris</i>	<i>Pterygoplichthys</i> sp.	<i>Corydoras</i> sp.	<i>Triporthus auritus</i>
<i>Curimata cyprinoides</i>	<i>Squaliforma emarginata</i>	<i>Creagrutus</i> sp.	<i>Triporthus trifurcatus</i>
<i>Curimatella</i> sp.	<i>Steindachnerina</i> sp.	<i>Eigenmannia virescens</i>	
<i>Cyphocharax cf. spiluroopsis</i>	<i>Steindachnerina</i> sp.2	<i>Hassar wilderi</i>	Lepidófago
<i>Farlowella cf. amazona</i>	<i>Sturisoma rostratum</i>	<i>Hemigrammus</i> sp.	<i>Roeboexodon geryi</i>

Apêndice C – Continuação

Guildas tróficas	Guildas tróficas	Guildas tróficas
<i>Espécies</i>	<i>Espécies</i>	<i>Espécies</i>
Onívoros	Onívoros	Piscívoros
<i>Aequidens tetramerus</i>	<i>Moenkhausia collettii</i>	<i>Acestrorhynchus falcatus</i>
<i>Apistograma</i> sp.	<i>Moenkhausia dichroua</i>	<i>Acestrorhynchus microlepis</i>
<i>Astyanax abramis</i>	<i>Moenkhausia lepidura</i>	<i>Ageneiosus inermis</i>
<i>Astyanax fasciatus</i>	<i>Moenkhausia oligolepis</i>	<i>Boulengerella cuvieri</i>
<i>Astyanax</i> sp.1	<i>Moenkhausia</i> sp. 2	<i>Charax gibbosus</i>
<i>Astyanax</i> sp.2	<i>Moenkhausia</i> sp. 5	<i>Cichla kelberi</i>
<i>Astyanax</i> sp.3	<i>Myleus setiger</i>	<i>Cichla piquiti</i>
<i>Biotodoma cupido</i>	<i>Odontostilbe</i> sp.	<i>Galeocharax gulo</i>
<i>Bryconamericus</i> sp.2	<i>Oxydoras niger</i>	<i>Hoplias lacerdae</i>
<i>Bryconamericus</i> sp.3	<i>Pimelodella cristata</i>	<i>Hoplias malabaricus</i>
<i>Chalceus epakros</i>	<i>Pimelodella</i> sp.	<i>Hydrolycus armatus</i>
<i>Geophagus</i> cf. <i>proximus</i>	<i>Pimelodus blochii</i>	<i>Hydrolycus tatauaia</i>
<i>Hemiodus microlepis</i>	<i>Pimelodus ornatus</i>	<i>Leporinus affinis</i>
<i>Heros</i> sp.	<i>Platydoras costatus</i>	<i>Leporinus friderici</i>
<i>Hoplerithrinus unitaeniatus</i>	<i>Poptella longipinnis</i>	<i>Pellona castelnaeana</i>
<i>Iguanodectes spilurus</i>	<i>Pristella maxilaris</i>	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>
<i>Jupiaba</i> cf. <i>polylepis</i>	<i>Satanoperca acuticeps</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i>
<i>Jupiaba</i> sp.	<i>Satanoperca jurupari</i>	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>
<i>Knodus</i> sp.	<i>Serrapinnus</i> cf. <i>kriege</i>	<i>Salminus hilarii</i>
<i>Knodus</i> sp.2	<i>Serrapinnus</i> sp.	<i>Sorubim lima</i>
<i>Leporinus</i> N.I.	<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	<i>Zungaro zungaro</i>
<i>Leporinus</i> sp.	<i>Tetragonopterus chalceus</i>	
<i>Leptodoras</i> sp.	<i>Thayeria boehlkei</i>	
<i>Loricaria cataphracta</i>	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	