

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS

ROBERTO LEANDRO DA SILVA

**QUALIDADE DO AMBIENTE AQUÁTICO E INTERAÇÃO COM AS
ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM CURSOS D'ÁGUA DA BACIA DO RIO
ARAGUAIA EM GOIÁS, BRASIL CENTRAL**

Goiânia

2009

ROBERTO LEANDRO DA SILVA

**QUALIDADE DO AMBIENTE AQUÁTICO E INTERAÇÃO COM
AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM CURSOS D'ÁGUA DA BACIA DO RIO
ARAGUAIA EM GOIÁS, BRASIL CENTRAL**

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

Orientador: Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro

Goiânia

2009

S586q Silva, Roberto Leandro da.

Qualidade do ambiente aquático e interação com as assembleias de peixes em cursos d'água da bacia do rio Araguaia em Goiás, Brasil Central [manuscrito] / Roberto Leandro da Silva – Goiânia, 2009.

52 f.: 30 cm

Dissertação (Mestrado) – Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ecologia e Produção Sustentável, Goiânia, 2009.

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

1. Poluição – Araguaia, Rio, Bacia. 2. Animais aquáticos. 3. Qualidade ambiental. I. Garro, Francisco Leonardo Tejerina (orient.). II. Pontifícia Universidade Católica de Goiás. III. Título.

CDU: 593.2/.5 (043)

ROBERTO LEANDRO DA SILVA

QUALIDADE DO AMBIENTE AQUÁTICO E SUA INTERAÇÃO
COM AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM CURSOS D'ÁGUA DA
BACIA DO ARAGUAIA EM GOIÁS, BRASIL CENTRAL

APROVADO EM 17 DE DEZEMBRO DE 2009

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro – UCG
(Presidente)



Profa. Dra. Cleonice Rocha – UCG
(Membro)



Prof. Dr. Luis Mauricio Bini – UFG
(Membro)

À minha mais nova sobrinha, Marina,
que sua vida seja próspera e sempre repleta de novas e agradáveis descobertas.
Aos meus pais, sem eles nada disso estaria acontecendo.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

À minha família, que não me falta em hora nenhuma, me incentivando e me mostrando que tudo é possível, basta querer e lutar.

À minha namorada, Reila, por toda paciência e cooperação, e por comemorar e se alegrar com minhas conquistas.

Ao meu orientador, Francisco Leonardo Tejerina Garro, por demonstrar a complexidade da simplicidade da vida científica e também por toda paciência.

À professora Cleonice Rocha, pelas sugestões e ensinamentos nas rotinas laboratoriais.

Ao professo Luis Mauricio Bini, pelas valiosas sugestões e contribuições a este estudo.

À secretária do MEPS, Cristhiane, pela atenção e esclarecimentos.

À equipe do Centro de Biologia Aquática por toda amizade e colaboração. Em especial, à Alesandra, Leonardo Ítalo, Nicelly e Tatiana pela receptividade, companheirismo e auxílio e ao Waldeir, pela ajuda em campo e demais contribuições.

Aos companheiros de laboratório, Ariel, Leonardo Gomes e Daniela, pelo companheirismo e auxílio nas realizações das análises.

À diretoria e à gerência da Systema Naturae Consultoria Ambiental Ltda., pela flexibilidade de horários e apoio.

A todos os amigos da NATURAE, que me incentivaram e se alegraram com minhas conquistas, em especial à Marília e à Fernanda, pelos desabafos, sugestões e companheirismo.

Enfim, a todos aqueles que de alguma forma colaboraram com o meu crescimento e aprendizado durante esta caminhada.

*Cadê a flor que estava ali? Poluição comeu!
E o peixe que é do mar? Poluição comeu!
E o verde, onde é que está? Poluição comeu!
Nem o Chico Mendes sobreviveu.*

(Xote Ecológico, Luiz Gonzaga)

RESUMO

Esse estudo foi realizado em 31 afluentes (13 rios e 18 riachos) da bacia do rio Araguaia em Goiás, durante o período de estiagem, tendo como objetivo avaliar a qualidade do ambiente aquático e analisar a relação peixe-ambiente levando em consideração variáveis limnológicas diretamente relacionadas à poluição dos cursos d'água (fósforo total, nitrato, clorofila "a", OD, pH, turbidez e os metais poluentes Cd, Cr, Mn, Pb e Zn). Observam-se diferenças significativas para as concentrações de fósforo total nos riachos e para as de nitrato nos rios e riachos. A classificação dos cursos d'água de acordo com o nível de trofismo indica que maioria dos cursos com altas concentrações de fósforo localiza-se na parte central da área da bacia, influenciados pela agropecuária, agricultura, áreas urbanas e represamento das águas. Observa-se uma correlação negativa entre as classes de trofismo e as concentrações de nitrato. Segundo valores de referência do CONAMA somente o pH e os metais Mn e Pb encontram-se fora dos parâmetros para águas doces de Classe 3 em poucos cursos d'água amostrados. A análise multivariada de co-inércia indica que nos riachos as variáveis fósforo total, OD, pH e turbidez e os metais Cd, Mn e Zn influenciaram a estruturação das assembleias de peixes. A atividades antrópicas observadas na bacia do Araguaia em Goiás parecem contribuir para esses resultados.

Palavras-chave: poluição, relação peixe-ambiente, variáveis ambientais, fósforo, nitrato, metais poluentes, rios, riachos.

ABSTRACT

This study was conducted in 31 tributaries (13 rivers and 18 streams) from the Araguaia River in Goiás State during the dry season, aiming to evaluate the aquatic environmental quality and examine the fish-habitat relationship taking into account limnological variables directly related to pollution of water courses (total phosphorus, nitrate, chlorophyll “a”, dissolved oxygen, pH, turbidity and heavy metals Cd, Cr, Mn, Pb and Zn). Total phosphorus concentrations were significantly different among streams, and nitrate concentrations among rivers and streams. High level concentrations of total phosphorus were mainly located in the center of the studied watershed. Results suggest a negative correlation between the classes of trophism and concentrations of nitrate. With a few exceptions, considering pH, Mn, and Pb, streams could be classified at Class 3 according to CONAMA’s reference values. Co-inertia analysis suggests that total phosphorus, dissolved oxygen, pH, turbidity, Cd, Mn, and Zn influenced fish assemblage composition. Overall results of this study indicate that the degree of pollution influenced the currently observed fish distribution in the Araguaia River Basin.

Key-words: pollution, fish-environment relationship, environmental variables, phosphorus, nitrate, heavy metals, rivers, streams.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE TABELAS	xiii
1 INTRODUÇÃO	1
2 METODOLOGIA	5
2.1 Área de estudo	5
2.2 Protocolo amostral	6
2.2.1 Ictiofauna	7
2.2.2 Variáveis ambientais	10
2.3 Análise dos dados	11
2.3.1 Fósforo total e nitrato na água	12
2.3.2 Qualidade da água e assembleias de peixes	13
3 RESULTADOS	14
3.1 Fósforo total e nitrato na água	14
3.2 Qualidade da água e assembleias de peixes	21
4 DISCUSSÃO	36
5 CONCLUSÃO	41
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	42

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização dos cursos d'água amostrados (círculos pretos numerados) e das principais áreas das unidades de conservação na bacia do rio Araguaia, Goiás. 1 = Rio do Peixe 1; 2 = Rio Piranhas; 3 = Rio Caiapó; 4 = Rio Claro; 5 = Ribeirão Água Limpa; 6 = Rio Vermelho 1A; 7 = Rio Vermelho 1B; 8 = Rio do Peixe 2A; 9 = Rio do Peixe 2B; 10 = Rio Tesoura; 11 = Rio Crixás-Mirim; 12 = Rio dos Bois; 13 = Rio Verde.9
- Figura 2. Médias e desvios padrão das concentrações de fósforo total nos riachos. Os acrônimos dos riachos correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.15
- Figura 3. Médias e desvios padrão das concentrações de nitrato nos rios. Os acrônimos dos rios correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.16
- Figura 4. Médias e desvios padrão das concentrações de nitrato nos riachos. Os acrônimos dos riachos correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.17
- Figura 5. Classificação dos cursos d'água amostrados de acordo com o nível de trofismo. A localização dos símbolos sobre alguns riachos é aproximativa. Triângulo = Ultraoligotrófico; Quadrado = Oligotrófico; Círculo = Eutrófico; Cruz = Hipereutrófico.19

Figura 6. Médias e desvios padrão das concentrações de nitrato nos rios em relação às classes de trofismo.....20

Figura 7. Ordenação resultante da análise de co-inércia das espécies de peixes (A) e dos riachos (B) pelas variáveis limnológicas (C). Apenas as espécies com contribuição >40% estão indicadas. Os códigos dos riachos e espécies de peixes correspondem aos mencionados nas Tabelas 1 e 7, respectivamente.....32

Figura 8. Ordenação resultante da análise de co-inércia das espécies de peixes (A) e dos riachos (B) pelos metais poluentes (C). Apenas as espécies com contribuição >40% estão indicadas. Os códigos dos rios e das espécies correspondem aos mencionados nas Tabelas 1 e 7, respectivamente.35

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Acrônimos, coordenadas geográficas e município de localização por curso d'água amostrado na bacia do rio Araguaia em Goiás. Cada afluente principal (rio ou ribeirão) é seguido dos riachos amostrados.....8
- Tabela 2. Resultados da análise *post-hoc* de Tukey entre os rios considerando-se as concentrações de nitrato. Em negrito e sublinhado as diferenças significativas ($p < 0,05$). Os acrônimos dos rios correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.16
- Tabela 3. Resultados da análise *post-hoc* de Tukey entre os riachos considerando-se as concentrações de nitrato. Em negrito e sublinhado as correlações significativas ($p < 0,05$). Os acrônimos dos riachos correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.17
- Tabela 4. Classificação dos cursos d'água em relação à concentração de fósforo total encontrada segundo Shigaki *et al.* (2006). Cada afluente principal (rio ou ribeirão) é seguido dos riachos amostrados.....18
- Tabela 5. Abundância absoluta das espécies registradas nos 31 cursos d'água amostrados na bacia do rio Araguaia em Goiás. Os acrônimos dos cursos d'água correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.22

Tabela 6. Valores das variáveis limnológicas analisadas nos cursos d'água amostrados. MÍN = Mínimo; MÁX = Máximo; M = Média; e DP = Desvio Padrão. Em negrito e sublinhado as concentrações que não se enquadram nos valores de referência para águas Classe 3 segundo CONAMA (2005)......28

Tabela 7. Concentrações dos metais poluentes analisados nos cursos d'água amostrados. MÍN = Mínimo; MÁX = Máximo; M = Média; e DP = Desvio Padrão. Em negrito e sublinhado as concentrações que não se enquadram nos valores máximos para águas Classe 3 segundo CONAMA (2005)......29

Tabela 8. Estatísticas da análise de co-inércia realizada entre a assembleia de peixes e as variáveis limnológicas (fósforo total, nitrato, clorofila "a", OD, pH e turbidez) dos riachos da bacia do Araguaia em Goiás. Em negrito e sublinhado as contribuições mais significativas (>40%)......31

Tabela 9. Estatísticas da análise de co-inércia realizada entre a assembleia de peixes e os metais poluentes (Cd, Mn e Zn) dos riachos da bacia do Araguaia em Goiás. Em negrito e sublinhado as contribuições significativas (>40%)......34

1 INTRODUÇÃO

A poluição e a degradação dos cursos d'água são temas preocupantes tanto do ponto vista ambiental como governamental, pois se ambas continuarem ocorrendo no ritmo atual, num futuro não muito distante não haverá condições básicas para a manutenção da biodiversidade aquática e muito menos para suprir as necessidades sanitárias da comunidade global (CORBI *et al.*, 2006). Contudo, a maioria das iniciativas governamentais e de pesquisa para conhecimento e conservação tem dado ênfase ao ambiente terrestre (TEJERINA-GARRO, 2008), já que o ambiente aquático é visto, na maioria das vezes, apenas como um componente da parte terrestre desconsiderando-se a importância de sua complexidade e especificidade (WIENS, 2002).

Os cursos d'água pertencentes à bacia do rio Araguaia – maior afluente do rio Tocantins (RIBEIRO *et al.*, 1995) – presentes no Estado de Goiás são importantes tanto para a conservação dos mananciais como para a preservação da biodiversidade aquática, já que os mesmos representam a região de cabeceiras da bacia Araguaia-Tocantins, abrigando as nascentes da maioria dos cursos que alimentam esta rede hidrológica (CASTRO, 2005), além de apresentarem maior probabilidade de ocorrência de espécies endêmicas (SÁ *et al.*, 2003).

As fontes de contaminação antrópicas das águas são normalmente associadas à agricultura, à agropecuária, aos resíduos domésticos e industriais e ao chorume oriundo de depósitos de lixo que contaminam os lençóis freáticos com microorganismos patogênicos (ARAUJO e MAIA, 2008; TEJERINA-GARRO, 2008). Na bacia do rio Araguaia em Goiás as atividades antropogênicas predominantes são a agropecuária e a agricultura (SANO *et al.*, 2008), as quais são fontes de elementos poluentes como o fósforo e o nitrogênio (SHIGAKI *et al.*, 2006) e também disponibilizam outros, como os metais poluentes Cádmio (Cd), Crômio (Cr), Manganês (Mn), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) (CARVALHO *et al.*, 1999; CORBI *et al.*, 2006; MOLISANI *et al.*, 1999). Enquanto os primeiros estão relacionados a problemas de eutrofização do ambiente aquático (SHIGAKI *et al.*, 2006) e provocam, no caso do fósforo, um aumento unimodal da riqueza de peixes (JEPPESEN *et al.*, 2000), os segundos não são biodegradáveis, podem acumular-se em diferentes órgãos animais, fazendo assim parte da cadeia trófica (FRANCO-URÍA *et al.*, 2009) e são susceptíveis à bioacumulação e à biomagnificação (BLACKMORE, 2000).

O processo de eutrofização dos cursos d'água é causado pela disponibilidade excessiva de nutrientes na água, principalmente fósforo e nitrogênio, que é causada, na maioria das vezes, pela emissão de efluentes domésticos e pela utilização de fertilizantes agrícolas que são lixiviados para os cursos (ANGELINI *et al.*, 2008; SHIGAKI *et al.*, 2006). Uma vez lançados na água, o fósforo e o nitrogênio podem causar a proliferação excessiva de plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, a níveis considerados causadores de interferências para os usos desejáveis do corpo d'água (SHIGAKI *et al.*, 2006; THOMANN e MUELLER, 1987; VON SPERLING, 2005). Este efeito já foi observado em bacias brasileiras da região Sudeste (TOLEDO e NICOLELLA, 2002; VALENTE *et al.*, 1997), Sul (BOLLMANN e MARQUES, 2006; GONÇALVES *et al.*, 2005), Nordeste (MARINS *et al.*, 2007) e Centro-oeste (ANGELINI *et al.*, 2008). Contudo, apenas os casos relatados por Gonçalves *et al.* (2005) e por Toledo e Nicolella (2002) foram desenvolvidos em bacias de drenagem naturais sob uso agrícola, o que demonstra a falta de informações a respeito do assunto para esses ambientes, principalmente quando observadas as regiões Centro-oeste e Nordeste.

Além de alterar a qualidade da água, o fósforo e o nitrato podem afetar diretamente a comunidade aquática. Por exemplo, o aumento da entrada desses nutrientes na água pode favorecer as florações de algas que, ao aumentar a liberação de toxinas (RODRÍGUEZ *et al.*, 2008) e diminuir a concentração de oxigênio dissolvido, provocam grandes mortandades de peixes (MAINARDES-PINTO e MERCANTE, 2003). Por outro lado, Jeppesen *et al.* (2000) observaram que, em lagos da Dinamarca, um pico no aumento da riqueza de peixes foi associado a concentrações em torno de 0,1 a 0,4mg/L de fósforo total, demonstrando a influência desse nutriente sobre a estruturação das assembleias de peixes.

A disponibilidade de metais no ambiente aquático pode estar relacionada aos processos naturais de intemperismo e lixiviação (MEDEIROS *et al.*, 2008; SANTOS *et al.*, 2008), já que os mesmos estão presentes na composição das rochas e do solo, ou diretamente ligados a atividades antropogênicas industriais (ARAUJO e MAIA, 2008), urbanas (ARAUJO e MAIA, 2008; SANTANA e BARRONCAS, 2007), agropecuárias e agrícolas (CORBI *et al.*, 2006; RAMALHO *et al.*, 2000; SANTOS *et al.*, 2008). Um problema adicional é que, uma vez na água, os metais persistem por mais tempo que os outros tipos de poluentes e são distribuídos nos diversos compartimentos do ambiente, como solo, sedimento, plantas e animais podendo,

também, percolar no lençol freático (PATHAK *et al.*, 1994; SANTANA e BARRONCAS, 2007). Alguns metais, como Cr e Zn, são essenciais quando presentes em pequenas quantidades e tóxicos em concentrações mais elevadas (ARAUJO e MAIA, 2008; WARD, 1995), já outros, como Pb e Cd, são considerados altamente tóxicos (FDA, 1993a; 1993b) e podem afetar adversamente os organismos (DIN *et al.*, 1997). Moraes *et al.* (2003) demonstraram que uma comunidade de peixes submetida a um aumento da concentração de metais poluentes além do natural pode ter como resposta a diminuição da densidade, mudança na estrutura trófica e diminuição da diversidade. Na bacia do rio Caiapó, Teles *et al.* (2008) encontraram concentrações de chumbo e crômio acima do permitido para consumo humano em espécies de peixes herbívoros e detritívoros.

Outras variáveis como clorofila “a”, oxigênio dissolvido (OD), pH e turbidez podem ser diretamente alteradas por atividades antropogênicas de uso do solo (MAROTTA *et al.*, 2008) e influenciar a estrutura das assembleias de peixes de rios (FIALHO *et al.*, 2008) e de riachos (ARAÚJO e TEJERINA-GARRO, 2009; BRAGA e ANDRADE, 2005).

Assim, a clorofila “a”, que é um composto orgânico essencial à realização da fotossíntese (RAVEN *et al.*, 2001) e cuja concentração é o indicativo mais utilizado na avaliação da biomassa aquática (MAROTTA *et al.*, 2008), pode ser influenciada diretamente pela emissão de efluentes domésticos e pela utilização de fertilizantes agrícolas (ANGELINI *et al.*, 2008; SHIGAKI *et al.*, 2006), que estimulam o crescimento das algas (VON SPERLING, 2005). Esse crescimento pode alcançar proporções que causam mortandades de peixes (MAINARDES-PINTO e MERCANTE, 2003), alterando a estrutura das assembleias ícticas de determinados cursos d’água.

Por outro lado, o oxigênio, um dos gases mais importantes à sobrevivência dos seres vivos (MAROTTA *et al.*, 2008; RICKLEFS, 2003), tem a sua concentração na água relacionada a diversos fatores, seja natural (fluxo da água) (RICKLEFS, 2003; ESTEVES, 1998) ou antropogênico (emissão de efluentes) (MAROTTA *et al.*, 2008), sendo que esse último pode reduzir expressivamente as concentrações de oxigênio na coluna d’água, influenciando na dinâmica e caracterização dos ambientes aquáticos, já que uma concentração de OD menor que 4mg/L pode ser fatal para maioria das espécies de peixes (ESTEVES, 1998; WELCOMME, 1979), pois limita o processo de respiração desses animais (RICKLEFS, 2003).

O pH da água pode ser influenciado pela lixiviação dos solos (REATTO *et al.*, 1998) ou pelo excesso de matéria orgânica de efluentes (MAROTTA *et al.*, 2008). No caso específico das regiões de Cerrado, como o pH dos solos é baixo (~4,5), há uma diminuição do pH da água advindo do processo de lixiviação. Essa variável influencia diretamente os processos de permeabilidade da membrana celular (MAROTTA *et al.*, 2008), sendo que um meio ácido pode produzir distúrbios osmorregulatórios em peixes, resultando em significativas perdas de íons (Na, Cl, K, e Ca) (SHUTER *et al.*, 1989). Esta influência também é observada em relação à sobrevivência de ovos e larvas de determinadas espécies de peixes (FERREIRA *et al.*, 2001), bem como à estruturação das assembleias de peixes em rios (FIALHO *et al.*, 2008) e riachos (ARAÚJO e TEJERINA-GARRO, 2009; BRAGA e ANDRADE, 2005) da bacia do Paraná.

Já a turbidez é influenciada pela entrada de partículas sólidas no curso d'água e está diretamente ligada à produção primária e à transparência da água, sendo inversamente proporcional à disponibilidade de radiação solar (MAROTTA *et al.*, 2008). No caso do Araguaia, sabe-se que a turbidez é influenciada principalmente pela lixiviação do solo afetado por erosões consequentes do desmatamento (CARVALHO *et al.*, 2001; CASTRO, 2005). Quanto à influência da turbidez sobre as assembleias de peixes, Rodríguez e Lewis Jr. (1997) descreveram o modelo "piscívoros-transparência-morfometria" (PTM), citando que ao longo de gradientes espaciais ou temporais de declínio da transparência ou aumento da turbidez, a abundância de peixes diurnos que dependem da visão deve diminuir em relação à de peixes com adaptações à baixa visibilidade. A respeito disso, Melo *et al.* (2009) citam que a transparência da água foi uma das principais variáveis que influenciou a estrutura das assembleias de peixes no rio das Mortes, no Estado do Mato Grosso, considerando-se principalmente os caracídeos que dependem da visão para se alimentar.

Estudos que analisam a influência dessas variáveis sobre as assembleias de peixes em cursos d'água da bacia do rio Araguaia restringem-se aos realizados por Silva *et al.* (2007) e Melo *et al.* (2009) no rio das Mortes, principal afluente do rio Araguaia no Estado do Mato Grosso. Silva *et al.* (2007) indicam que em condições naturais (ambientes pouco ou nada impactados) as assembleias são estruturadas pelo pulso de inundação associado à velocidade da água, enquanto Melo *et al.* (2009) explicam que o oxigênio dissolvido, o substrato da margem e a cobertura vegetal estruturam as assembleias na seca e a profundidade, a largura do canal, a

transparência e a vegetação alagada cumprem este papel durante o período chuvoso. Contudo, se este tipo de interação pode ser esperada para os demais afluentes do Araguaia, nada se sabe sobre a influência de outros fatores resultantes das atividades antropogênicas de exploração do ambiente tais como agropecuária, agricultura, desenvolvimento industrial e expansão urbana presentes na bacia (ANA, 2006; SANO *et al.*, 2008), que se tornam uma ameaça para as assembleias de peixes (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2002).

O presente estudo tem por objetivo analisar a qualidade do ambiente aquático representado pelos afluentes da bacia do rio Araguaia em Goiás, bem como analisar a influência do fósforo total, nitrato, variáveis limnológicas (clorofila "a", oxigênio dissolvido, pH e turbidez) e metais poluentes (Cd, Cr, Mn, Pb e Zn) sobre as comunidades ictíicas por tipo de ambiente amostrado (rio e riacho).

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A bacia do rio Araguaia está totalmente inserida no território brasileiro, abrangendo estados das regiões Centro-Oeste (Goiás e Mato Grosso) e Norte (Pará e Tocantins). O Araguaia é um rio de planície inundável com baixa densidade de drenagem, nasce na cadeia de montanhas do Caiapó a 850m de altitude, entre os estados de Goiás e Mato Grosso e possui uma bacia de drenagem de aproximadamente 386.500km² e 2.600km de extensão até a sua foz com o rio Tocantins (ANA, 2006; AQUINO *et al.*, 2008).

Latrubesse e Stevaux (2006) dividem o rio Araguaia em três seções: alto, médio e baixo Araguaia. A parte alta da bacia, compreendida entre a sua nascente e a cidade de Registro do Araguaia (município de Montes Claros de Goiás - GO), corre sobre um leito formado por embasamento cristalino composto por rochas pré-cambrianas e sedimentos paleozóicos da bacia do Paraná, ocorrendo elevações abruptas de até 1.000m (AQUINO *et al.*, 2008). Nesta seção se encontram os rios do Peixe, Piranhas e Caiapó, caracterizados principalmente por apresentarem ambientes de corredeiras com aflorações rochosas.

Em sua parte média, situada entre Registro do Araguaia - GO e Conceição do Araguaia - PA, caracteriza-se por uma grande extensão de planície aluvial, formada por sedimentos do Holoceno e do Pleistoceno Tardio, com a presença de ilhas e bancos de areia em um canal pouco sinuoso e ladeado por áreas inundáveis (AQUINO *et al.*, 2008). Nesta seção encontram-se os rios Claro, Vermelho, do Peixe, Tesoura, Crixás-Mirim, dos Bois e Verde e o ribeirão Água Limpa.

Já a parte baixa compreende os 500km restantes, entre Conceição do Araguaia - PA e a confluência com o rio Tocantins, na divisa entre os estados do Tocantins, Pará e Maranhão, onde a planície aluvial praticamente desaparece e ele volta a correr sobre rochas cristalinas pré-cambrianas (AQUINO *et al.*, 2008).

Em Goiás, englobando parte das seções alta e média da bacia, o Araguaia drena a região noroeste, abrangendo 49 municípios, com densidade demográfica menor que 10 hab/km² (IBGE, 2002) e possui um regime hidrológico bem definido, com períodos de águas altas (outubro a abril com pico em fevereiro) e baixas (maio a outubro com o nível mais baixo em setembro). Possui um grande número de afluentes, que foram de extrema importância para a colonização, o povoamento e o desenvolvimento urbano e econômico da região (ANA, 2006; RIBEIRO *et al.*, 1995).

A vegetação típica do Bioma Cerrado predomina na parte goiana da bacia (AQUINO *et al.*, 2008), constituindo um mosaico com vários tipos de formações vegetais adaptadas ao sistema hidrológico local (LATRUBESSE e STEVAUX, 2006). Contudo, estudos indicam que no mundo, nenhum outro bioma tem sido destruído tão rápido e em tão grande extensão na história da humanidade sendo que, 60% de sua área original já foi suprimida e substituída por pastagens cultivadas e culturas agrícolas, estas últimas na parte alta da referida bacia (AQUINO *et al.*, 2008; SANO *et al.*, 2008; LATRUBESSE e STEVAUX, 2006). Tais atividades afetam diretamente a vegetação ciliar porque dependem da realização de desmatamentos que acarretam nos processos de erosão e sedimentação, alterando toda a dinâmica do rio Araguaia, principalmente em sua seção média (LATRUBESSE e STEVAUX, 2006).

2.2 Protocolo amostral

As amostragens da ictiofauna, das variáveis limnológicas e dos metais poluentes foram realizadas em 13 cursos d'água principais da margem direita do rio

Araguaia no Estado de Goiás (Tabela 1; Figura 1). Além destes, foram amostrados, quando possível, dois riachos localizados nas proximidades do trecho amostrado no curso d'água principal totalizando 31 locais, sendo 18 riachos. Optou-se por realizar as amostragens no período da estiagem (abril a setembro) evitando-se os efeitos de dispersão da ictiofauna e lixiviação de nutrientes induzidos pelo período das águas altas/chuvas.

As atividades de campo foram realizadas por uma equipe de quatro pessoas do Centro de Biologia Aquática (CBA) da Pontifícia Universidade Católica de Goiás (PUC-GO).

2.2.1 Ictiofauna

Em cada curso d'água foi escolhido, considerando as facilidades de acesso, um trecho de 50 m em se tratando de riachos, 500 m em ribeirões e 1.000 m em rios. A classificação dos cursos d'água foi realizada com base em Imhof *et al.* (1996). Todos os locais foram georreferenciados por intermédio de um GPS (Garmin 12).

Nos rios e ribeirões seguiu-se o protocolo de amostragem sugerido por Tejerina-Garro e Mérona (2000) para grandes cursos d'água. Assim, foram utilizados quatro jogos de redes de espera de malhas diferentes (15, 25, 35, 50, 60 e 70 mm entre nós adjacentes) em rios, e dois jogos em ribeirões. As redes foram instaladas às 17:00 h e retiradas às 7:00 h do dia seguinte.

Nos riachos a técnica de coleta empregada foi a da rede de arrasto (UIEDA e CASTRO, 1999), que baseia-se na utilização de uma rede de 4 m x 1,3 m e malha de 0,2 mm entre nós, a qual foi passada por 10 vezes em cada trecho amostrado.

Os peixes coletados foram fixados com solução de formol a 10% (UIEDA e CASTRO, 1999), colocados em sacos plásticos identificados (local da coleta) e armazenados em tambores com solução de formol a 20% para o transporte. Em laboratório, os peixes coletados foram triados, identificados taxonomicamente e quanto ao seu local de captura, pesados (balança até 500 g, em se tratando de peixes menores e balança até 15 kg, para peixes maiores) e medidos utilizando-se um ictiômetro. Cinco a sete indivíduos de cada espécie coletada foram enviados ao Laboratório de Ictiologia do Museu de Ciência e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul para confirmação de identificação taxonômica.

Tabela 1. Acrônimos, coordenadas geográficas e município de localização por curso d'água amostrado na bacia do rio Araguaia em Goiás. Cada afluente principal (rio ou ribeirão) é seguido dos riachos amostrados.

Curso d'água	Acrônimo	Coordenadas geográficas		Município
		S	O	
Rio do Peixe 1	RP1	16° 32' 37,0"	52° 26' 27,8"	Doverlândia, Baliza
Riacho Dorinha	DOR	16° 38' 07,9"	52° 25' 17,3"	
Riacho Vardu	VAR	16° 39' 35,0"	52° 22' 40,3"	
Rio Piranhas	RPI	16° 18' 05,7"	51° 50' 26,2"	Piranhas
Riacho Angico	ANG	16° 17' 56,5"	51° 49' 58,6"	
Riacho C1	C1	16° 22' 17,5"	51° 47' 53,3"	
Rio Caiapó	RCA	16° 18' 14,9"	51° 28' 06,4"	Arenópolis, Iporá
Riacho Corgão	COR	16° 22' 46,4"	51° 33' 33,1"	
Riacho C2	C2	16° 22' 58,9"	51° 34' 20,9"	
Rio Claro	RCL	15° 56' 04,9"	51° 19' 21,4"	Montes Claros de Goiás, Jussara
Riacho Indaiá	IND	15° 57' 44,0"	51° 07' 07,4"	
Ribeirão Água Limpa	RAL	15° 18' 06,7"	51° 23' 34,4"	Jussara
Riacho Natal	NAT	15° 19' 03,0"	51° 22' 41,8"	
Rio Vermelho 1A	RVA	15° 10' 19,5"	51° 09' 28,1"	Britânia, Aruanã
Riacho C3	C3	15° 06' 30,1"	51° 05' 27,3"	
Riacho C4	C4	15° 03' 34,2"	51° 05' 55,9"	
Rio Vermelho 1B	RVB	15° 43' 49,1"	50° 35' 51,7"	Itapirapuã, Goiás
Riacho Taquari	TAQ	15° 43' 49,5"	50° 35' 27,3"	
Rio do Peixe 2A	R2A	15° 01' 32,7"	50° 47' 51,1"	Aruanã, Araguapaz
Riacho C5	C5	15° 01' 39,9"	50° 48' 33,9"	
Riacho C6	C6	15° 01' 41,8"	50° 48' 30,7"	
Rio do Peixe 2B	R2B	14° 20' 47,5"	50° 46' 32,7"	Aruanã, Nova Crixás
Rio Tesoura	RTE	14° 55' 33,1"	50° 18' 24,1"	Mozarlândia, Crixás, Araguapaz
Riacho C7	C7	14° 55' 14,0"	50° 18' 18,6"	
Rio Crixás-Mirim	RCM	13° 56' 03,6"	50° 32' 17,2"	Mundo Novo, Nova Crixás
Riacho Moenda	MOE	13° 55' 14,4"	50° 29' 59,0"	
Rio dos Bois	RBO	14° 10' 32,7"	49° 33' 25,3"	Campos Verdes, Alto Horizonte
Riacho C8	C8	14° 10' 40,4"	49° 33' 15,4"	
Rio Verde	RVE	13° 03' 25,0"	50° 26' 20,7"	São Miguel do Araguaia
Riacho Baião	BAI	13° 06' 29,4"	50° 16' 12,9"	
Riacho Formiga	FOR	13° 02' 41,4"	50° 22' 24,7"	

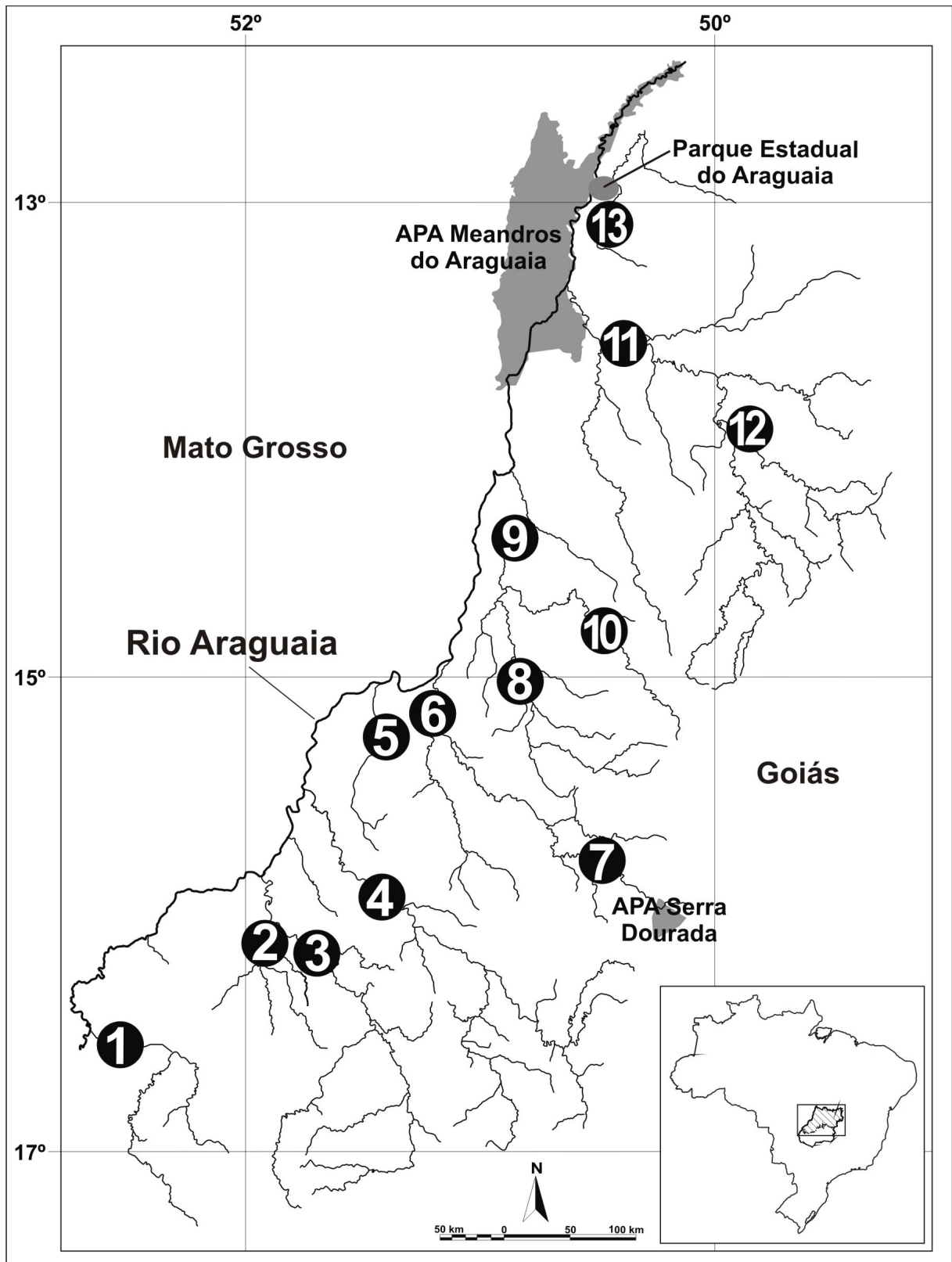


Figura 1. Localização dos cursos d'água amostrados (círculos pretos numerados) e das principais áreas das unidades de conservação na bacia do rio Araguaia, Goiás. 1 = Rio do Peixe 1; 2 = Rio Piranhas; 3 = Rio Caiapó; 4 = Rio Claro; 5 = Ribeirão Água Limpa; 6 = Rio Vermelho 1A; 7 = Rio Vermelho 1B; 8 = Rio do Peixe 2A; 9 = Rio do Peixe 2B; 10 = Rio Tesoura; 11 = Rio Crixás-Mirim; 12 = Rio dos Bois; 13 = Rio Verde.

2.2.2 Variáveis ambientais

Para as análises de fósforo total, nitrato e metais poluentes (Cádmio, Crômio, Manganês, Chumbo e Zinco) foi coletado manualmente um litro de água a 50 cm da superfície no início e no final de cada trecho. A água coletada foi armazenada num frasco plástico contendo 1 mL de HCl puro com o intuito de acidificar a amostra e depois depositada numa caixa de isopor com gelo. Em laboratório, as amostras foram filtradas com filtro Millipore de 4 μ m, acondicionadas em frascos plásticos esterilizados e armazenadas a 4°C.

Para a quantificação do fósforo total seguiu-se o método adaptado de Silva *et al.* (1998), que baseia-se na determinação da concentração, por espectrofotometria, através da leitura da intensidade da cor do complexo fosfomolibdico produzido pela redução do molibdato com o ácido ascórbico. Para isso, procedeu-se a preparação da amostra, com a adição de molibdato de amônio e ácido ascórbico e, após uma hora de repouso para o desenvolvimento da cor, foi realizada a leitura em um comprimento de onda de 660 nm utilizando-se um espectrofotômetro (Cary 50).

A análise das concentrações de nitrato baseou-se no método *Ultraviolet Spectrophotometric Screening* descrito por APHA (2005), que consiste na leitura da densidade ótica no fotocolorímetro a um comprimento de onda de 220 nm diretamente da amostra de água, sem a adição de reagentes.

As análises da presença dos metais poluentes Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Crômio (Cr), Manganês (Mn) e Zinco (Zn) foram realizadas através do método de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) (UNITED STATES EPA, 1995), utilizando-se dispositivos específicos para cada metal analisado. Previamente, cada amostra foi submetida a um processo de pré-concentração, onde um volume de 50 mL da mesma foi reduzido a 25 mL, por evaporação, em banho-maria a 90°C (Banho Dubnoff). As análises foram realizadas no Laboratório de espectroscopia da Universidade Católica de Brasília.

Para a análise da clorofila "a" foram coletadas amostras de água no início e no final de cada trecho amostrado com o auxílio de uma motobomba (STIHL P835) durante 2,5 min. em riachos e 5 min. em rios e ribeirões. A água bombeada era filtrada por uma rede para coleta de plâncton (45 μ m) colocada no interior de um balde que armazenava parte dessa água. Posteriormente, a rede era lavada externamente com a água armazenada no balde e o material coletado

acondicionado em frasco plástico de 500 mL envolto em papel alumínio e adicionadas cinco gotas de carbonato de magnésio saturado (MgCO_3) para evitar a degradação da clorofila. Os frascos foram acondicionados em caixas de isopor com gelo para transporte até o laboratório, onde foram armazenadas a 4 °C.

Para a determinação das concentrações de clorofila “a” seguiu-se o método descrito por Pinto-Silva (2002), que baseia-se na utilização de acetona a 90% alcoolizada e envolve processos de filtragem, centrifugação e leitura em espectrofotômetro nos comprimentos de onda 663 e 750 nm. Os cálculos das concentrações de cada amostra foram realizados utilizando-se a seguinte fórmula:

$$A \text{ e } A' = \frac{D (663) - D (750)}{C}$$

Onde: A = absorbância da amostra não acidificada;

A' = absorbância da amostra acidificada e

C = cubeta / caminho ótico (1 ou 5cm).

Os valores de oxigênio dissolvido (oxímetro Lutron Modelo YK-22DO), pH (phmetro Lutron Modelo PH-206) e turbidez (turbidímetro LaMotte 2020) foram mensurados em campo, em um ponto na porção mediana do trecho amostrado.

2.3 Análise dos dados

As matrizes de dados da ictiofauna, das variáveis limnológicas e dos metais poluentes foram organizadas em planilhas, onde as espécies ou variáveis foram dispostas nas colunas e os locais nas linhas. Os dados da ictiofauna foram previamente transformados (1 = ausência; 2 = presença;) a fim de homogeneizar as unidades amostrais (McCUNE e GRACE, 2002). Para fósforo total, nitrato e clorofila “a” e os metais poluentes foram utilizadas as médias calculadas entre os valores encontrados no início e no final do trecho amostrado e para OD, pH e turbidez consideraram-se os valores mensurados na porção mediana do referido trecho.

Para as análises estatísticas, os valores negativos ou iguais a zero obtidos nas análises de fósforo total e nitrato foram substituídos por 10^{-3} , considerando-se que estes nutrientes jamais estão ausentes em ambientes naturais e tais valores não

interfeririam nas classificações de trofismo. Os valores inferiores ao limite de detecção (LD) encontrados nas análises de clorofila “a” e metais poluentes foram substituídos pelo valor do limite de detecção do aparelho utilizado. Os metais poluentes que apresentaram mais de 50% dos valores abaixo do LD não foram considerados nas análises estatísticas e nos parâmetros de qualidade da água (CONAMA, 2005).

As concentrações de metais poluentes obtidas foram corrigidas para o volume inicial de antes da pré-concentração através da fórmula:

$$C1 \cdot V1 = C2 \cdot V2$$

Onde: C1 = concentração real;

V1 = volume inicial da amostra (50 mL);

C2 = concentração obtida pelas análises e

V2 = volume da amostra após a pré-concentração (25 mL).

2.3.1 Fósforo total e nitrato na água

Os valores das concentrações de fósforo total e nitrato na água foram submetidos separadamente a uma análise de variância (ANOVA) *one way* seguida de uma análise *post hoc* de Tukey ($p < 0,05$) do programa STATISTICA® por tipo de ambiente amostrado (rio e riacho). Posteriormente, considerando-se os valores das concentrações de fósforo total encontrado, os cursos d'água foram classificados por nível de trofismo seguindo a tabela de Shigaki *et al.* (2006), sendo que a classe “mesotrófica” foi desconsiderada devido à sobreposição de valores de referência para as concentrações.

Paralelamente, realizou-se uma ANOVA *one way* entre as concentrações de nitrato por tipo de ambiente amostrado (rio e riacho) considerando as categorias de classificação por nível de trofismo de cada curso d'água com intuito de avaliar-se a correlação entre os níveis de fósforo e as concentrações de nitrato.

2.3.2 Qualidade da água e assembleias de peixes

Para determinar a influência da qualidade da água nas assembleias de peixes, tanto nos rios como nos riachos amostrados, foram consideradas: i) as variáveis limnológicas (fósforo total, nitrato, clorofila “a”, OD, pH e turbidez) que indicam a qualidade da água numa bacia de drenagem sob influência de usos múltiplos do solo (MAROTTA *et al.*, 2008) como é o caso da bacia em estudo; e ii) os metais poluentes (Cd, Mn e Zn). Em ambos os casos e separadamente foi realizada uma análise multivariada de ordenação denominada análise de co-inércia, que é a mais indicada para o estudo da relação comunidade vs. variáveis ambientais, já que o seu princípio baseia-se na ordenação de duas tabelas com dados mensurados em escalas diferentes através da análise de componentes principais (DOLÉDEC e CHESSEL, 1994).

Para isso, as matrizes de dados foram submetidas separadamente à Análises de Correspondência (Correspondence Analysis – COA) e Análises de Componente Principal (Principal Component Analysis – PCA) sendo que, para os dados da ictiofauna (presença/ausência) foi utilizado o método da COA, enquanto que para as variáveis limnológicas e os metais poluentes foi utilizado o método de PCA (correlação), visando a normalização dos mesmos já que estes foram mensurados em diferentes escalas (DOLÉDEC e CHESSEL, 1994).

Para verificar a significância estatística da co-estrutura encontrada entre as matrizes analisadas (espécies vs. variáveis limnológicas; espécies vs. metais poluentes) foi realizado, separadamente, um teste de Monte Carlo (1.000 permutações; $p < 0,05$). Todas as análises foram realizadas utilizando-se o programa ADE-4 (THIOULOUSE *et al.*, 2001).

Utilizou-se como valores de comparação as concentrações permitidas de fósforo total, nitrato, clorofila “a”, metais poluentes, OD, pH e turbidez pelo CONAMA (2005), mais especificamente para cursos de água doce Classe 3. O CONAMA preconiza que as águas dessa classe podem ser utilizadas: i) abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; ii) irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; iii) pesca amadora; iv) recreação de contato secundário; e v) dessedentação de animais.

3 RESULTADOS

3.1 Fósforo total e nitrato na água

Não foram observadas diferenças significativas ($p = 0,45$) para as concentrações de fósforo total entre os rios, ao contrário do observado entre os riachos ($F(17, 18) = 2,7807$; $p = 0,02$; Figura 2) apesar de não serem detectadas diferenças significativas pela análise *post-hoc*.

A ANOVA realizada para as concentrações de nitrato indica diferenças significativas entre rios ($F(12, 13) = 3,2633$; $p = 0,02$), devido principalmente aos valores encontrados entre o ribeirão Água Limpa e os rios dos Bois ($p = 0,04$) e Verde ($p = 0,04$) (Tabela 2; Figura 3). O mesmo resultado é observado para os riachos ($F(17, 18) = 15,363$; $p = 0,00$) com a maioria dos cursos d'água apresentando diferenças significativas em relação aos riachos Corgão e C5 (Tabela 3; Figura 4).

A classificação dos 31 cursos d'água de acordo com as médias das concentrações de fósforo total encontradas seguindo as classes descritas por Shigaki *et al.* (2006), indica que 16 (51,62%) são ultraoligotróficos ($[P] < 0,005\text{mg/L}$), ou seja, têm baixas concentrações de fósforo, três (9,68%) são oligotróficos ($0,01 \geq [P] \leq 0,02\text{mg/L}$), seis (19,35%) são eutróficos ($0,025 \geq [P] \leq 0,1\text{mg/L}$) e seis (19,35%) são hipereutróficos ($[P] > 0,1\text{mg/L}$) (Tabela 4). Os cursos d'água oligotróficos estão localizados na parte sul e norte da bacia, enquanto que os eutróficos (riachos Angico, Corgão, Taquari, C5 e C7; e rio Tesoura) e hipereutróficos (riachos C3 e C4; ribeirão Água Limpa; rios Vermelho 1A, Vermelho 1B e do Peixe 2A) estão situados no centro da bacia (Figura 5).

A ANOVA realizada entre as concentrações de nitrato e as classes de trofismo para os rios indica diferenças significativas ($F(3, 22) = 5,5877$; $p = 0,005$) principalmente quando consideradas as classes hipereutrófico e ultraoligotrófico ($p = 0,004$), sendo que, em cursos hipereutróficos, ou seja, com altas concentrações de fósforo, as concentrações de nitrato encontram-se baixas (Figura 6). Já nos riachos não ocorreram diferenças significativas ($p = 0,39$).

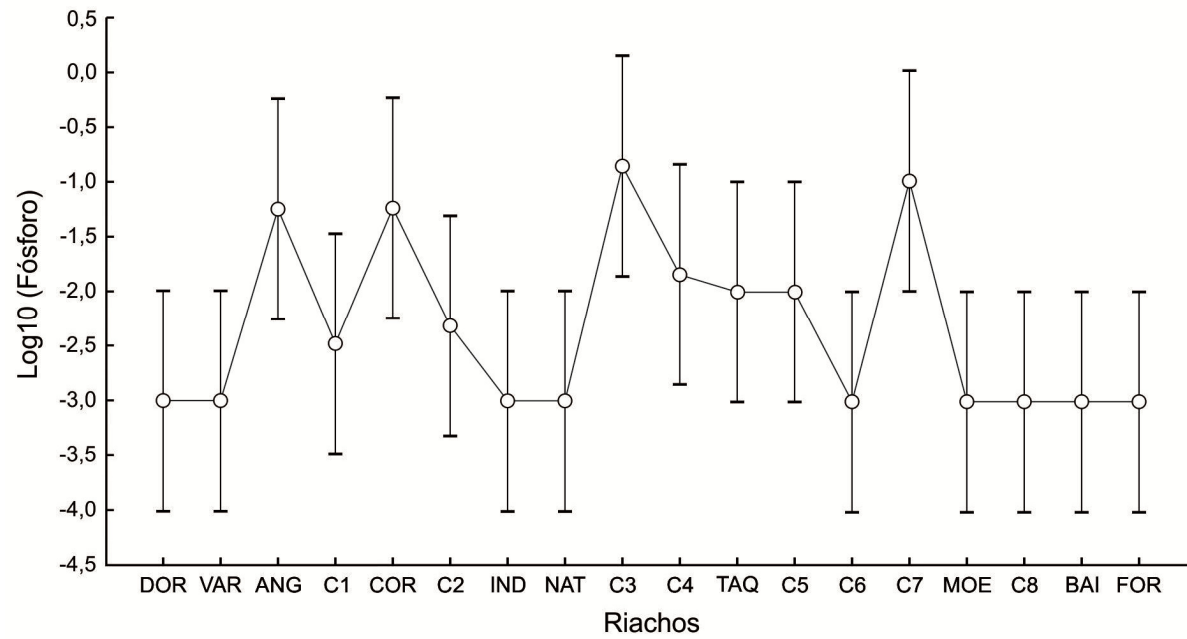


Figura 2. Médias e desvios padrão das concentrações de fósforo total nos riachos. Os acrônimos dos riachos correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.

Tabela 2. Resultados da análise *post-hoc* de Tukey entre os rios considerando-se as concentrações de nitrato. Em negrito e sublinhado as diferenças significativas ($p < 0,05$). Os acrônimos dos rios correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.

	RP1	RPI	RCA	RCL	RAL	RVA	RVB	R2A	R2B	RTE	RCM	RBO	RVE
RP1	*	1,00	1,00	1,00	0,20	1,00	0,45	0,70	1,00	1,00	1,00	0,99	0,99
RPI	*	*	1,00	0,99	0,54	1,00	0,87	0,98	1,00	1,00	1,00	0,79	0,79
RCA	*	*	*	0,95	0,69	1,00	0,95	1,00	1,00	1,00	0,99	0,66	0,66
RCL	*	*	*	*	0,11	1,00	0,28	0,49	1,00	0,99	1,00	1,00	1,00
RAL	*	*	*	*	*	0,32	1,00	0,99	0,32	0,54	0,17	<u>0,04</u>	<u>0,04</u>
RVA	*	*	*	*	*	*	0,64	0,87	1,00	1,00	1,00	0,95	0,95
RVB	*	*	*	*	*	*	*	1,00	0,64	0,87	0,40	0,10	0,10
R2A	*	*	*	*	*	*	*	*	0,87	0,98	0,64	0,20	0,20
R2B	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1,00	1,00	0,95	0,95
RTE	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1,00	0,79	0,79
RCM	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1,00	1,00
RBO	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1,00
RVE	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

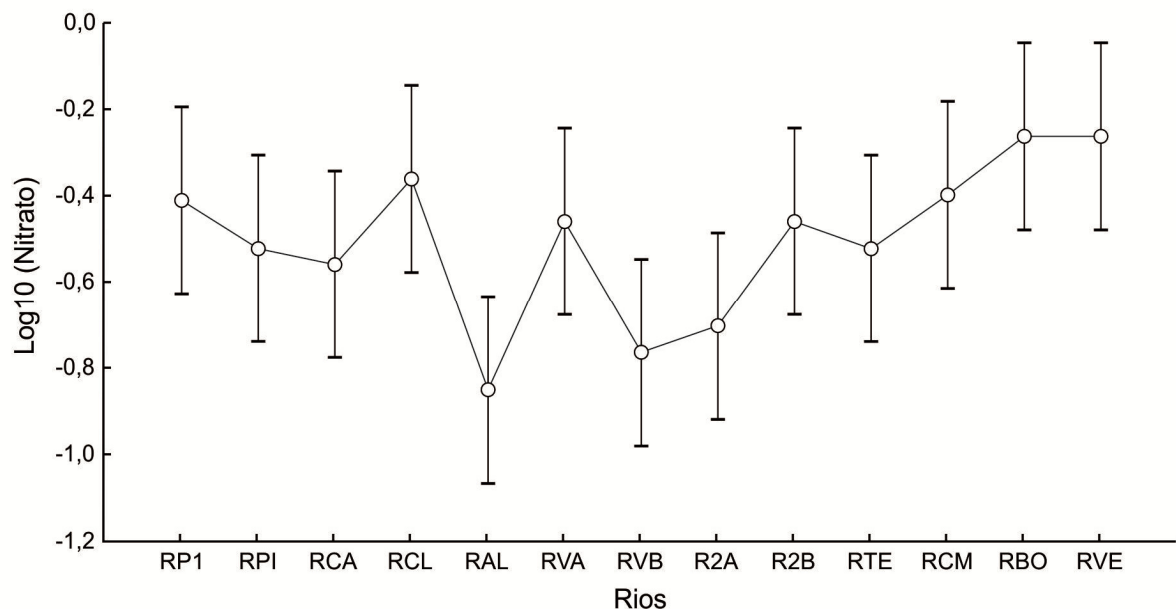


Figura 3. Médias e desvios padrão das concentrações de nitrato nos rios. Os acrônimos dos rios correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.

Tabela 3. Resultados da análise *post-hoc* de Tukey entre os riachos considerando-se as concentrações de nitrato. Em negrito e sublinhado as correlações significativas ($p < 0,05$). Os acrônimos dos riachos correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.

	DOR	VAR	ANG	C1	COR	C2	IND	NAT	C3	C4	TAQ	C5	C6	C7	MOE	C8	BAI	FOR
DOR	*	0,68	0,24	0,29	<u>0,00</u>	1,00	0,98	0,68	0,68	1,00	1,00	<u>0,03</u>	0,68	0,34	1,00	1,00	0,06	0,96
VAR	*	*	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,03</u>	0,51	1,00	1,00	1,00	0,85	0,68	<u>0,00</u>	1,00	<u>0,01</u>	0,68	0,68	<u>0,00</u>	0,06
ANG	*	*	*	1,00	<u>0,00</u>	0,37	<u>0,02</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	0,14	0,24	1,00	<u>0,00</u>	1,00	0,24	0,24	1,00	0,98
C1	*	*	*	*	<u>0,00</u>	0,43	<u>0,02</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	0,17	0,29	0,99	<u>0,00</u>	1,00	0,29	0,29	1,00	0,99
COR	*	*	*	*	*	<u>0,00</u>	<u>0,01</u>	<u>0,03</u>	<u>0,03</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,03</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
C2	*	*	*	*	*	*	0,93	0,51	0,51	1,00	1,00	<u>0,04</u>	0,51	0,49	1,00	1,00	0,10	0,99
IND	*	*	*	*	*	*	*	1,00	1,00	1,00	0,98	<u>0,00</u>	1,00	<u>0,03</u>	0,98	0,98	<u>0,00</u>	0,26
NAT	*	*	*	*	*	*	*	*	1,00	0,85	0,68	<u>0,00</u>	1,00	<u>0,01</u>	0,68	0,68	<u>0,00</u>	0,06
C3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0,85	0,68	<u>0,00</u>	1,00	<u>0,01</u>	0,68	0,68	<u>0,00</u>	0,06
C4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1,00	<u>0,01</u>	0,85	0,20	1,00	1,00	<u>0,03</u>	0,85
TAQ	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	<u>0,03</u>	0,68	0,34	1,00	1,00	0,06	0,96
C5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	<u>0,00</u>	0,98	<u>0,03</u>	<u>0,03</u>	1,00	0,42
C6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	<u>0,01</u>	0,68	0,68	<u>0,00</u>	0,06
C7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0,34	0,34	1,00	1,00
MOE	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1,00	0,06	0,96
C8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0,06	0,96
BAI	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0,68
FOR	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

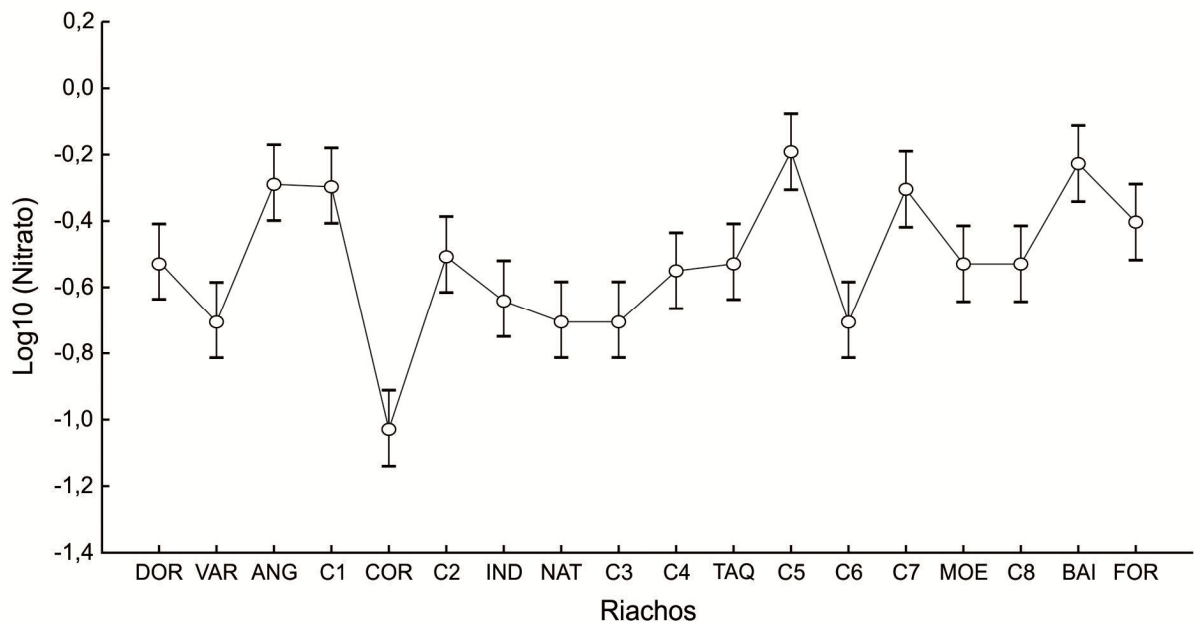


Figura 4. Médias e desvios padrão das concentrações de nitrato nos riachos. Os acrônimos dos riachos correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.

Tabela 4. Classificação dos cursos d'água em relação à concentração de fósforo total encontrada segundo Shigaki *et al.* (2006). Cada afluente principal (rio ou ribeirão) é seguido dos riachos amostrados.

Curso d'água	Média da Concentração de Fósforo Total (mg/L)	Classificação
Rio do Peixe 1	0,001	Ultraoligotrófico
Riacho Dorinha	0,001	Ultraoligotrófico
Riacho Vardu	0,001	Ultraoligotrófico
Rio Piranhas	0,001	Ultraoligotrófico
Riacho Angico	0,059	Eutrófico
Riacho C1	0,006	Oligotrófico
Rio Caiapó	0,001	Ultraoligotrófico
Riacho Corgão	0,058	Eutrófico
Riacho C2	0,012	Oligotrófico
Rio Claro	0,012	Oligotrófico
Riacho Indaiá	0,001	Ultraoligotrófico
Ribeirão Água Limpa	0,101	Hipereutrófico
Riacho Natal	0,001	Ultraoligotrófico
Rio Vermelho 1A	0,101	Hipereutrófico
Riacho C3	0,150	Hipereutrófico
Riacho C4	0,101	Hipereutrófico
Rio Vermelho 1B	0,101	Hipereutrófico
Riacho Taquari	0,051	Eutrófico
Rio do Peixe 2A	0,101	Hipereutrófico
Riacho C5	0,051	Eutrófico
Riacho C6	0,001	Ultraoligotrófico
Rio do Peixe 2B	0,001	Ultraoligotrófico
Rio Tesoura	0,100	Eutrófico
Riacho C7	0,100	Eutrófico
Rio Crixás-Mirim	0,001	Ultraoligotrófico
Riacho Moenda	0,001	Ultraoligotrófico
Rio dos Bois	0,001	Ultraoligotrófico
Riacho C8	0,001	Ultraoligotrófico
Rio Verde	0,001	Ultraoligotrófico
Riacho Baião	0,001	Ultraoligotrófico
Riacho Formiga	0,001	Ultraoligotrófico

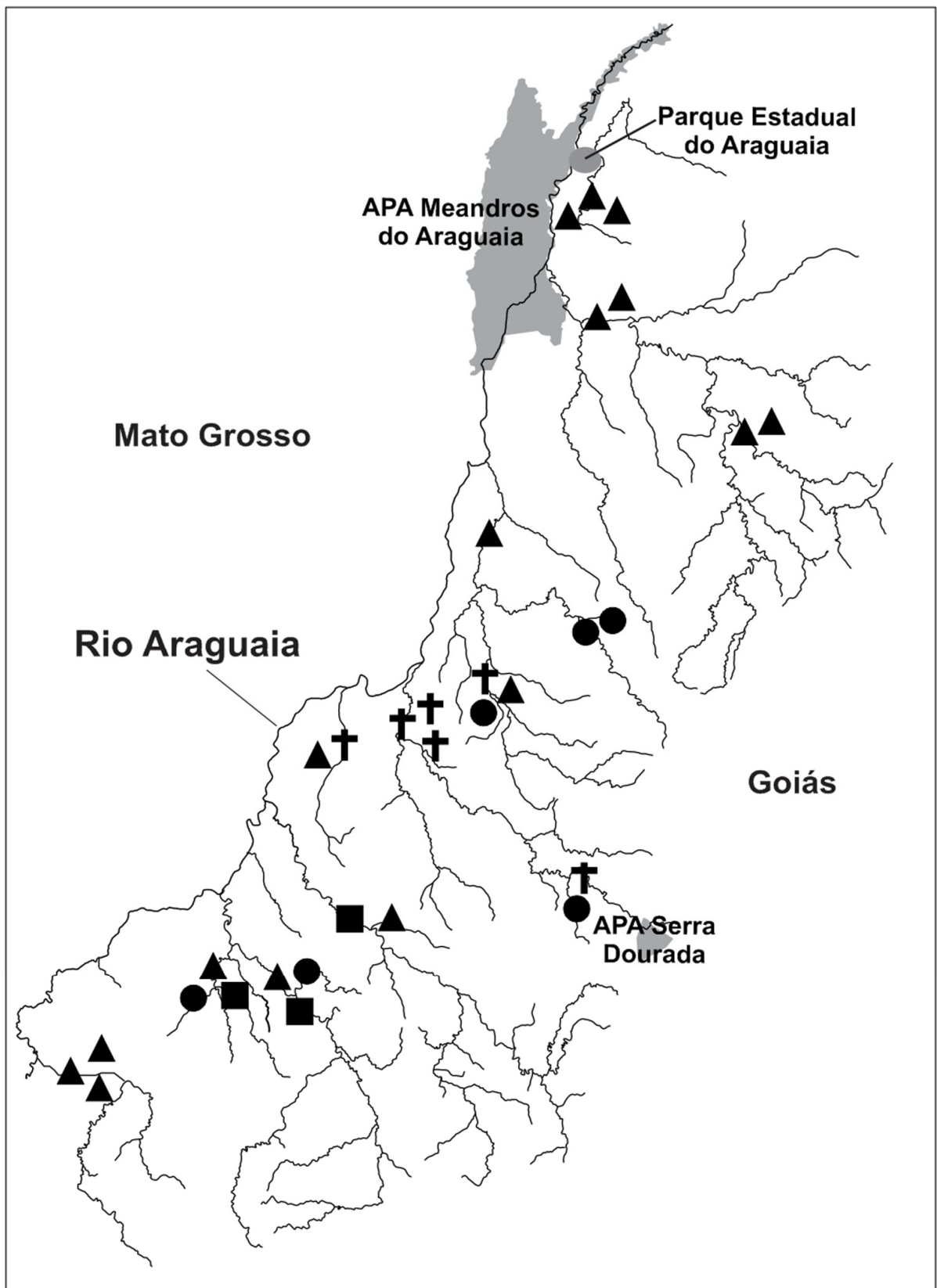


Figura 5. Classificação dos cursos d'água amostrados de acordo com o nível de trofismo. A localização dos símbolos sobre alguns riachos é aproximativa. Triângulo = Ultraoligotrófico; Quadrado = Oligotrófico; Círculo = Eutrófico; Cruz = Hipereutrófico.

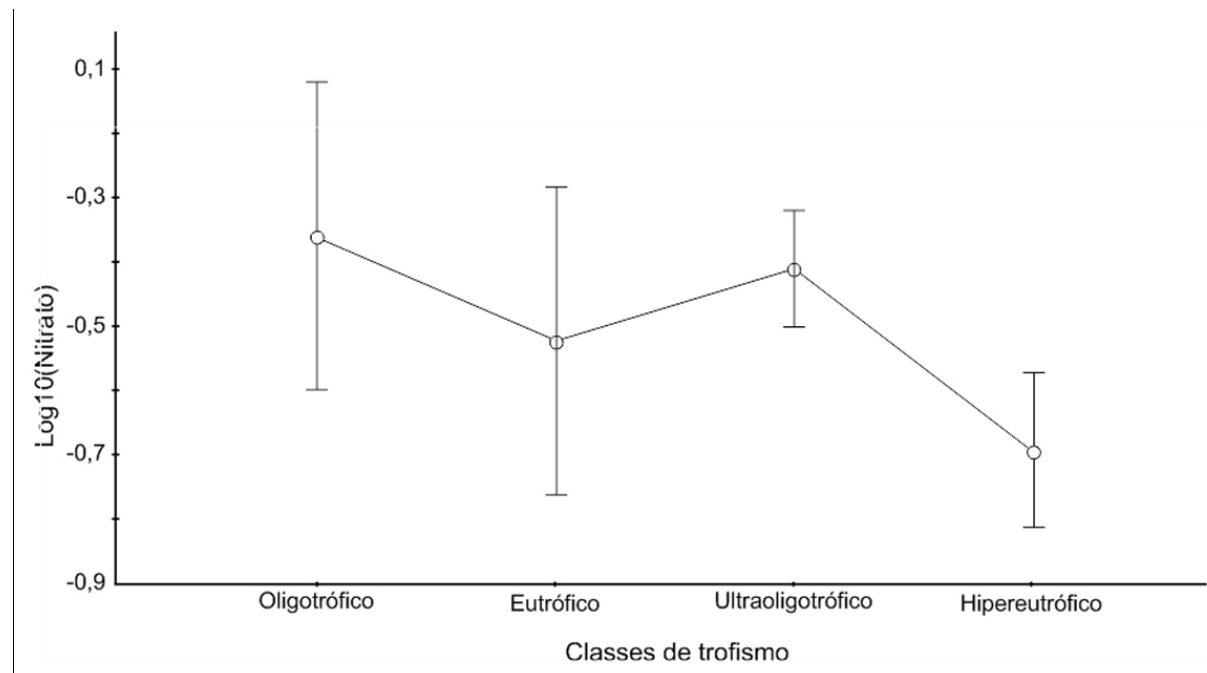


Figura 6. Médias e desvios padrão das concentrações de nitrato nos rios em relação às classes de trofismo.

3.2 Qualidade da água e assembleias de peixes

Foram registrados 2.905 peixes distribuídos em nove ordens, 31 famílias, 105 gêneros e 140 espécies. A maior abundância foi registrada no riacho Moenda (450 espécimes), afluente da margem direita do rio Crixás-Mirim, enquanto que a menor abundância ocorreu no riacho Taquari (nove espécimes), afluente da margem esquerda do rio Vermelho 1B. A maior riqueza foi registrada no rio do Peixe 2B (39 espécies) e a menor ocorreu no riacho Dorinha (duas espécies), afluente da margem esquerda do rio do Peixe 1 (Tabela 5).

Na comparação das concentrações encontradas nas análises com os padrões descritos para águas doces de Classe 3 do CONAMA (2005), observa-se que maioria das variáveis limnológicas se enquadram dentro do esperado para essa classe, à exceção do pH, que apresentou valores abaixo do permitido em nove cursos d'água. Considerando as concentrações pontuais, o fósforo apresentou valores acima do permitido em seis cursos d'água, contudo as médias das concentrações estão dentro do permitido (Tabela 6).

As concentrações de Mn encontram-se acima do valor máximo permitido pelo CONAMA (2005) no riacho C3 e de Pb nos rios do Peixe 2A, Crixás-Mirim e Verde (Tabela 7).

Tabela 5. Abundância absoluta das espécies registradas nos 31 cursos d'água amostrados na bacia do rio Araguaia em Goiás. Os acrônimos dos cursos d'água correspondem aos nomes apresentados na Tabela 1.

ORDEM	Familia	Acrônimo	Cursos d'água																								Total								
			RP1	DOR	VAR	RPI	ANG	C1	RCA	COR	C2	RCL	IND	RAL	NAT	RVA	C3	C4	RVB	TAG	R2A	C5	C6	R2B	RTE	C7		RCM	MOE	RBO	C8	RVE	BAI	FOR	
OSTEOGLOSSIFORMES																																			
Osteoglossidae																																			
	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	Ostbic																			1			2										3	
CLUPEIFORMES																																			
Pristigasteridae																																			
	<i>Pellona castelnaeana</i>	Pelcas													1																			1	
	<i>Pristigaster cayana</i>	Pricay																						1										1	
CHARACIFORMES																																			
Parodontidae																																			
	<i>Apareiodon</i> sp.	Apasp				2																												2	
Curimatidae																																			
	<i>Curimata acutirostris</i>	Curacu				1					9						9						3	2										24	
	<i>Curimata cyprinoides</i>	Curcyp				2									1						2									1				6	
	<i>Curimatella</i> sp.	Cursp															2										2					5		9	
	<i>Cyphocharax cf. spiluropsis</i>	Cypcfs														1					24	4			1		13					5		48	
	<i>Psectrogaster amazonica</i>	Pseama									6									4			1							24				35	
	<i>Steindachnerina</i> sp.1	Stesp1				12	1				3		1																					17	
	<i>Steindachnerina</i> sp.2	Stesp2																					3												3
Prochilodontidae																																			
	<i>Prochilodus nigricans</i>	Pronig	1																		1					1		2						5	
Anostomidae																																			
	<i>Anostomus ternetzi</i>	Anoter																														2		2	
	<i>Laemolyta fernandezi</i>	Laefer																			1			1										2	
	<i>Leporinus affinis</i>	Lepaff																			2			1							2			5	
	<i>Leporinus friderici</i>	Lepfri								2						1	2									1				13				19	
	<i>Leporinus</i> sp.	Leposp																												1		1		2	
	<i>Leporinus trifasciatus</i>	Leptri													1									1										2	
Chilodontidae																																			
	<i>Caenotropus labyrinthicus</i>	Caelab																			2			1						1				4	
Crenuchidae																																			
	<i>Characidium zebra</i>	Chazeb			2					1										1			1								2	9		16	
Hemiodontidae																																			
	<i>Hemiodus microlepis</i>	Hemmic													2		1				9			1	1									14	

Tabela 5. Continuação

ORDEM		Cursos d'água																								Total								
Família	Acronônimo	RP1	DOR	VAR	RP1	ANG	C1	RCA	COR	C2	RCL	IND	RAL	NAT	RVA	C3	C4	RVB	TAQ	R2A	C5	C6	R2B	RTE	C7		RCM	MOE	RBO	C8	RVE	BAI	FOR	
Espécie																																		
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Pygnat														2					1			2								49			54
<i>Roeboexodon geryi</i>	Roeger																										4		1	1	4		10	
<i>Salminus hilarii</i>	Salhil				1													1															2	
<i>Serrapinnus cf. kriegi</i>	Sercfk					2						3		2			2													10			19	
<i>Serrapinnus sp.</i>	Sersp											1		1		68														1			71	
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	Sereig																													1			1	
<i>Serrasalmus gibbus</i>	Sergib																													1			1	
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Serrho	4			1						2									2			1		1				12		1		24	
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	Tetarg						1				1					1							1	1		1				1			7	
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	Tetcha															40																	40	
<i>Thayeria boehlkei</i>	Thaboe													4		3				4	3												14	
<i>Triportheus auritus</i>	Triaur																						1										1	
<i>Triportheus trifurcatus</i>	Tritri										1																						1	
Acestrorhynchidae																																		
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	Acefal																											2					2	
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	Acemic												1							6			1						9				17	
Cynodontidae																																		
<i>Hydrolycus armatus</i>	Hydarm																	1					5										6	
<i>Hydrolycus tatauaia</i>	Hydtat				1																		4										6	
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Rhavul										2						1		10			7	3										23	
Erythrinidae																																		
<i>Hoplerithrinus unitaeniatus</i>	Hopuni																				2												2	
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hopmal												1							3				2				4	2				12	
Ctenoluciidae																																		
<i>Boulengerella cuvieri</i>	Boucuv										2						2		12			22				1	1						40	
SILURIFORMES																																		
Aspredinidae																																		
<i>Bunocephalus coracoideus</i>	Buncor																															1	1	
Trichomycteridae																																		
<i>Trichomycterus sp.</i>	Trisp																														1		1	
Callichthyidae																																		
<i>Aspidoras sp.</i>	Aspsp			2																							9						11	
<i>Corydoras sp.</i>	Corsp																										4		3	9			16	
Loricariidae																																		
<i>Ancistrus cf. hoplogenyis</i>	Anccth																														1		1	

Tabela 5. Continuação

ORDEM		Cursos d'água																									Total					
Família	Acrônimo	RP1	DOR	VAR	RP1	ANG	C1	RCA	COR	C2	RCL	IND	RAL	NAT	RVA	C3	C4	RVB	TAQ	R2A	C5	C6	R2B	RTE	C7	RCM		MOE	RBO	C8	RVE	BAI
Espécie																																
<i>Hemiancistrus</i> sp.	Hemasp																	1						3								4
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i>	Hemaci																			2						1						3
<i>Hypoptopoma</i> sp.	Hyposp																									2			3			5
<i>Hypostomus faveolus</i>	Hypfav																	1					1	2		4		11		6		25
<i>Hypostomus plecostomus</i>	Hypple	1								1																						2
<i>Hypostomus</i> sp.1	Hypsp1						2			4																						6
<i>Hypostomus</i> sp.2	Hypsp2																						1			1						2
<i>Hypostomus</i> sp.3	Hypsp3	2																														2
<i>Leporacanthicus</i> sp.	Lepsp																						1									1
<i>Loricaria cataphracta</i>	Lorcat				1	1	2	1										2		1			1					5		4		18
<i>Otocinclus tapirape</i>	Ototap																										10					10
<i>Panaque nigrolineatus</i>	Pannig				1			3										1					6		4		2					17
<i>Panaque</i> sp.1	Pansp1				1																											1
<i>Panaque</i> sp.2	Pansp2																									1		2				3
<i>Peckoltia oligospila</i>	Pecoli																	1					1									2
<i>Pseudacanthicus</i> sp.	Psesp																						3									3
<i>Pterygoplichthys</i> sp.	Ptesp																												1			1
<i>Rineloricaria</i> sp.1	Rinsp1																2			5												7
<i>Rineloricaria</i> sp.2	Rinsp2																													3		3
<i>Squaliforma emarginata</i>	Squema	1						1			8							2					27		4							43
<i>Sturisoma rostratum</i>	Sturos														6								2					1				9
Heptapteridae																																
<i>Imparfinis</i> sp.	Impsp									1																				1	1	3
<i>Pimelodella cristata</i>	Pimcri																			1		1					2		1			5
<i>Pimelodella</i> sp.	Pimsp																		1							1			9	1		12
<i>Rhamdella</i> sp.	Rhamsp														1																	1
Pimelodidae																																
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	Hempla																	2		5			4									11
<i>Pimelodus blochii</i>	Pimblo	1																1		13			4		1		4		1			25
<i>Pimelodus ornatus</i>	Pimorn	1																						1		2						4
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Psefas							1																								1
<i>Sorubim lima</i>	Sorlim										1									3			12									16
<i>Zungaro zungaro</i>	Zunzun																			1												1
Doradidae																																
<i>Hassar wilderi</i>	Haswil																															37

Tabela 5. Continuação

ORDEM		Cursos d'água																									Total					
Família	Acrônimo	RP1	DOR	VAR	RP1	ANG	C1	RCA	COR	C2	RCL	IND	RAL	NAT	RVA	C3	C4	RVB	TAQ	R2A	C5	C6	R2B	RTE	C7	RCM		MOE	RBO	C8	RVE	BAI
Espécie																																
<i>Leptodoras</i> sp.	Leptsp										1									1												9
<i>Oxydoras niger</i>	Oxynig	1						1																								2
<i>Platydoras costatus</i>	Placos																			6										1		7
Auchenipteridae																																
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	Agebre																													6		6
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	Ageuca															1																1
<i>Auchenipterichthys coracoideus</i>	Auccor																			4										3		7
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	Aucnuc															1								1								2
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	Tragal													1				1														2
GYMNOTIFORMES																																
Sternopygidae																																
<i>Eigenmannia virescens</i>	Eigvir	2														2	1							1						8		14
<i>Sternopygus macrurus</i>	Stemac																											1				1
Rhamphichthyidae																																
<i>Rhamphichthys</i> sp.	Rhasp																													1		1
Hypopomidae																																
<i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>brevirostris</i>	Bracfb																														1	1
CYPRINODONTIFORMES																																
Poeciliidae																																
<i>Pamphorichthys</i> sp.	Pamsp														6						1	1					1					9
PERCIFORMES																																
Sciaenidae																																
<i>Pachyurus</i> sp.	Pacsp																							1								1
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Plasqu																				2											2
Cichlidae																																
<i>Aequidens tetramerus</i>	Aeqtet					1									1						2	7			1			1		4		17
<i>Apistogramma</i> sp.	Apisp																														4	4
<i>Biotodoma cupido</i>	Biocup																												4			4
<i>Cichla kelberi</i>	Cickel																						3									3
<i>Cichla piquiti</i>	Cicpiq																				1											1
<i>Crenicichla labrina</i>	Crelab																														3	3
<i>Crenicichla strigata</i>	Crestr																				1			1					2			4
<i>Geophagus</i> cf. <i>proximus</i>	Geocfp	1																														1
<i>Heros</i> sp.	Hersp												1																			1

Tabela 5. Continuação

ORDEM		Cursos d'água																								Total									
Família	Acrônimo	RP1	DOR	VAR	RPI	ANG	C1	RCA	COR	C2	RCL	IND	RAL	NAT	RVA	C3	C4	RVB	TAQ	R2A	C5	C6	R2B	RTE	C7		RCM	MOE	RBO	C8	RVE	BAI	FOR		
<i>Retroculus lapidifer</i>	Retlap									1								2					3	1	1									8	
<i>Satanoperca acuticeps</i>	Satacu											1									1						1								3
<i>Satanoperca jurupari</i>	Satjur																													1					1
PLEURONECTIFORMES																																			
Achiridae																																			
<i>Hypoclinemus mentalis</i>	Hypmen																																		1
TETRAODONTIFORMES																																			
Tetraodontidae																																			
<i>Colomesus asellus</i>	Colase																																		2
Abundância		17	21	15	11	136	42	10	72	70	33	35	13	101	16	166	44	31	9	130	269	255	149	17	37	28	450	40	24	166	97	401	2.905		
Riqueza		12	2	3	9	8	8	7	5	11	10	11	5	10	9	15	15	17	4	34	17	20	39	10	9	17	23	12	7	31	19	30	140		

Tabela 6. Valores das variáveis limnológicas analisadas nos cursos d'água amostrados. MÍN = Mínimo; MÁX = Máximo; M = Média; e DP = Desvio Padrão. Em negrito e sublinhado as concentrações que não se enquadram nos valores de referência para águas Classe 3 segundo CONAMA (2005).

Curso d'água	Fósforo total (mg/L)				Nitrato (mg/L)				Clorofila "a" (µg/L)				OD (mg/L)	pH	Turbidez (UNT)
	MÍN	MÁX	M	DP	MÍN	MÁX	M	DP	MÍN	MÁX	M	DP			
Rio do Peixe 1	0,001	0,001	0,001	0,000	0,300	0,500	0,400	0,141	0,011	0,011	0,011	0,000	10,10	6,74	3,13
Riacho Dorinha	0,001	0,001	0,001	0,000	0,300	0,300	0,300	0,000	0,048	0,175	0,111	0,090	8,90	<u>5,76</u>	7,39
Riacho Vardu	0,001	0,001	0,001	0,000	0,200	0,200	0,200	0,000	0,048	0,175	0,111	0,090	9,70	6,24	12,20
Rio Piranhas	0,001	0,001	0,001	0,000	0,264	0,341	0,302	0,054	0,004	0,005	0,005	0,001	8,90	<u>5,07</u>	19,90
Riacho Angico	0,039	0,079	0,059	0,028	0,419	0,645	0,532	0,160	0,005	0,013	0,009	0,006	8,80	6,39	7,50
Riacho C1	0,001	0,011	0,006	0,007	0,475	0,545	0,510	0,049	0,013	0,251	0,132	0,169	8,60	6,02	15,90
Rio Caiapó	0,001	0,001	0,001	0,000	0,255	0,299	0,277	0,032	0,005	0,007	0,006	0,002	9,10	6,40	49,70
Riacho Corgão	0,050	0,065	0,058	0,011	0,088	0,100	0,094	0,008	0,010	0,043	0,027	0,023	8,80	6,69	4,49
Riacho C2	0,001	0,023	0,012	0,016	0,233	0,427	0,330	0,138	0,008	0,016	0,012	0,005	8,70	6,93	11,10
Rio Claro	0,001	0,023	0,012	0,016	0,310	0,617	0,463	0,217	0,006	0,009	0,007	0,002	9,10	6,74	49,70
Riacho Indaiá	0,001	0,001	0,001	0,000	0,214	0,252	0,233	0,027	0,004	0,008	0,006	0,003	8,30	<u>5,48</u>	8,58
Ribeirão Água Limpa	0,001	0,200	0,101	0,141	0,100	0,200	0,150	0,071	0,004	0,039	0,022	0,024	6,60	<u>4,05</u>	1,44
Riacho Natal	0,001	0,001	0,001	0,000	0,200	0,200	0,200	0,000	0,040	0,043	0,042	0,002	6,90	<u>4,80</u>	16,30
Rio Vermelho 1A	0,001	0,200	0,101	0,141	0,300	0,400	0,350	0,071	0,007	0,022	0,014	0,011	8,80	6,63	30,00
Riacho C3	0,100	0,200	0,150	0,071	0,200	0,200	0,200	0,000	0,006	0,006	0,006	0,000	6,70	6,27	7,03
Riacho C4	0,001	0,200	0,101	0,141	0,200	0,400	0,300	0,141	0,003	0,010	0,007	0,005	4,00	<u>5,20</u>	10,48
Rio Vermelho 1B	0,001	0,200	0,101	0,141	0,100	0,300	0,200	0,141	0,008	0,017	0,012	0,006	8,50	7,02	11,00
Riacho Taquari	0,001	0,100	0,051	0,070	0,300	0,300	0,300	0,000	0,002	0,006	0,004	0,003	8,50	6,23	8,26
Rio do Peixe 2A	0,001	0,200	0,101	0,141	0,200	0,200	0,200	0,000	0,002	0,004	0,003	0,001	7,60	6,64	8,08
Riacho C5	0,001	0,100	0,051	0,070	0,600	0,700	0,650	0,071	0,008	0,008	0,008	0,000	7,30	<u>5,32</u>	12,50
Riacho C6	0,001	0,001	0,001	0,000	0,200	0,200	0,200	0,000	0,007	0,020	0,020	0,009	7,10	<u>5,47</u>	5,04
Rio do Peixe 2B	0,001	0,001	0,001	0,000	0,300	0,400	0,350	0,071	0,009	0,009	0,009	0,001	8,50	7,34	38,40
Rio Tesoura	0,100	0,100	0,100	0,000	0,300	0,300	0,300	0,000	0,002	0,005	0,004	0,002	8,00	7,22	14,20
Riacho C7	0,100	0,100	0,100	0,000	0,500	0,500	0,500	0,000	0,023	0,024	0,023	0,000	6,40	7,22	1,88
Rio Crixás-Mirim	0,001	0,001	0,001	0,000	0,400	0,400	0,400	0,000	0,002	0,007	0,004	0,004	8,40	6,22	7,81
Riacho Moenda	0,001	0,001	0,001	0,000	0,300	0,300	0,300	0,000	0,026	0,047	0,037	0,015	7,40	6,14	12,40
Rio dos Bois	0,001	0,001	0,001	0,000	0,500	0,600	0,550	0,071	0,012	0,064	0,038	0,037	8,60	6,28	7,32
Riacho C8	0,001	0,001	0,001	0,000	0,300	0,300	0,300	0,000	0,007	0,017	0,012	0,007	6,10	6,55	7,72
Rio Verde	0,001	0,001	0,001	0,000	0,500	0,600	0,550	0,071	0,005	0,010	0,008	0,004	7,90	6,22	17,40
Riacho Baião	0,001	0,001	0,001	0,000	0,600	0,600	0,600	0,000	0,003	0,010	0,007	0,005	8,00	6,12	11,20
Riacho Formiga	0,001	0,001	0,001	0,000	0,400	0,400	0,400	0,000	0,575	2,317	1,446	1,232	6,90	<u>5,75</u>	11,40
Valores de referência	≤ 0,15				≤ 10				≤ 60				≥ 4,0	6,0 - 9,0	≤ 100

Tabela 7. Concentrações dos metais poluentes analisados nos cursos d'água amostrados. MÍN = Mínimo; MÁX = Máximo; M = Média; e DP = Desvio Padrão. Em negrito e sublinhado as concentrações que não se enquadram nos valores máximos para águas Classe 3 segundo CONAMA (2005).

Curso d'água	Cd (mg/L)				Cr (mg/L)	Mn (mg/L)				Pb (mg/L)				Zn (mg/L)			
	MÍN	MÁX	M	DP		MÍN	MÁX	M	DP	MÍN	MÁX	M	DP	MÍN	MÁX	M	DP
Rio do Peixe 1	0,0010	0,0010	0,0010	0,0000	0,0155	0,0040	0,0040	0,0040	0,0000	0,0100	0,0100	0,0100	0,0000	0,0010	0,3525	0,1767	0,2485
Riacho Dorinha	0,0010	0,0010	0,0010	0,0000	< L.D.	0,0040	0,0040	0,0040	0,0000	0,0100	0,0100	0,0100	0,0000	0,0276	0,0301	0,0288	0,0018
Riacho Vardu	0,0010	0,0010	0,0010	0,0000	0,0169	0,0040	0,0040	0,0040	0,0000	0,0100	0,0100	0,0100	0,0000	0,0010	0,0322	0,0166	0,0221
Rio Piranhas	0,0055	0,0078	0,0067	0,0016	< L.D.	0,0090	0,0223	0,0157	0,0094	0,0050	0,0160	0,0105	0,0078	0,2642	0,4188	0,3415	0,1094
Riacho Angico	0,0060	0,0066	0,0063	0,0004	< L.D.	0,0634	0,0751	0,0692	0,0083	0,0107	0,0156	0,0131	0,0034	0,2468	0,2658	0,2563	0,0134
Riacho C1	0,0033	0,0048	0,0040	0,0010	< L.D.	0,0295	0,0327	0,0311	0,0022	0,0050	0,0139	0,0095	0,0063	0,2798	0,2887	0,2843	0,0062
Rio Caiapó	0,0037	0,0044	0,0040	0,0005	< L.D.	0,0081	0,0108	0,0094	0,0019	0,0050	0,0133	0,0091	0,0059	0,3379	0,3728	0,3554	0,0247
Riacho Corgão	0,0035	0,0086	0,0061	0,0036	< L.D.	0,0104	0,0114	0,0109	0,0007	0,0060	0,0080	0,0070	0,0014	0,2468	0,3163	0,2816	0,0491
Riacho C2	0,0030	0,0057	0,0043	0,0019	< L.D.	0,0413	0,1406	0,0910	0,0702	0,0050	0,0050	0,0050	0,0000	0,2057	0,4772	0,3415	0,1920
Rio Claro	0,0052	0,0053	0,0053	0,0001	< L.D.	0,0020	0,0253	0,0137	0,0165	0,0050	0,0050	0,0050	0,0000	0,1700	0,2767	0,2234	0,0755
Riacho Indaiá	0,0025	0,0061	0,0043	0,0025	< L.D.	0,0148	0,0152	0,0150	0,0003	0,0050	0,0050	0,0050	0,0000	0,2287	0,2325	0,2306	0,0026
Ribeirão Água Limpa	0,0049	0,0065	0,0057	0,0011	< L.D.	0,0020	0,0044	0,0032	0,0017	0,0050	0,0050	0,0050	0,0000	0,0713	0,0985	0,0849	0,0193
Riacho Natal	0,0031	0,0044	0,0038	0,0009	< L.D.	0,0020	0,0062	0,0041	0,0029	0,0050	0,0050	0,0050	0,0000	0,0431	0,1294	0,0862	0,0610
Rio Vermelho 1A	0,0065	0,0068	0,0067	0,0002	< L.D.	0,0215	0,0218	0,0217	0,0002	0,0050	0,0269	0,0159	0,0155	0,1551	0,2573	0,2062	0,0723
Riacho C3	0,0034	0,0043	0,0038	0,0007	< L.D.	0,5737	0,6318	0,6028	0,0411	0,0050	0,0261	0,0155	0,0149	0,0277	0,1102	0,0689	0,0584
Riacho C4	0,0048	0,0063	0,0055	0,0011	< L.D.	0,0492	0,0894	0,0693	0,0284	0,0096	0,0168	0,0132	0,0051	0,0338	0,0469	0,0403	0,0092
Rio Vermelho 1B	0,0039	0,0066	0,0053	0,0019	< L.D.	0,0077	0,0106	0,0091	0,0021	0,0050	0,0050	0,0050	0,0000	0,1199	0,2134	0,1667	0,0661
Riacho Taquari	0,0025	0,0041	0,0033	0,0011	< L.D.	0,0095	0,0095	0,0095	0,0000	0,0050	0,0142	0,0096	0,0065	0,0898	0,1613	0,1256	0,0506
Rio do Peixe 2A	0,0055	0,0057	0,0056	0,0001	< L.D.	0,0076	0,0081	0,0079	0,0004	0,0050	0,0405	0,0227	0,0251	0,1064	0,1392	0,1228	0,0231
Riacho C5	0,0036	0,0060	0,0048	0,0017	< L.D.	0,0029	0,0052	0,0041	0,0016	0,0124	0,0149	0,0137	0,0018	0,0620	0,0776	0,0698	0,0110
Riacho C6	0,0037	0,0051	0,0044	0,0010	< L.D.	0,0020	0,0020	0,0020	0,0000	0,0050	0,0074	0,0062	0,0017	0,0044	0,0604	0,0324	0,0396
Rio do Peixe 2B	0,0037	0,0048	0,0042	0,0008	< L.D.	0,0253	0,0271	0,0262	0,0013	0,0050	0,0146	0,0098	0,0068	0,2842	0,4923	0,3882	0,1472
Rio Tesoura	0,0038	0,0064	0,0051	0,0018	< L.D.	0,0077	0,0087	0,0082	0,0007	0,0050	0,0050	0,0050	0,0000	0,0530	0,0604	0,0567	0,0053
Riacho C7	0,0033	0,0055	0,0044	0,0016	< L.D.	0,0031	0,0042	0,0036	0,0008	0,0078	0,0145	0,0112	0,0047	0,0688	0,0878	0,0783	0,0135
Rio Crixás-Mirim	0,0027	0,0027	0,0027	0,0000	< L.D.	0,0111	0,0117	0,0114	0,0004	0,0050	0,0680	0,0365	0,0445	0,2380	0,4020	0,3200	0,1160
Riacho Moenda	0,0043	0,0051	0,0047	0,0006	< L.D.	0,0059	0,0120	0,0090	0,0043	0,0050	0,0050	0,0050	0,0000	0,1862	0,2659	0,2261	0,0563
Rio dos Bois	0,0038	0,0044	0,0041	0,0004	< L.D.	0,0162	0,0289	0,0226	0,0090	0,0050	0,0124	0,0087	0,0052	0,0394	0,0950	0,0672	0,0394
Riacho C8	0,0035	0,0051	0,0043	0,0011	< L.D.	0,0027	0,0049	0,0038	0,0016	0,0050	0,0102	0,0076	0,0037	0,1262	0,1480	0,1371	0,0154
Rio Verde	0,0033	0,0054	0,0043	0,0014	< L.D.	0,0222	0,0228	0,0225	0,0004	0,0282	0,0412	0,0347	0,0092	0,1788	0,2866	0,2327	0,0762
Riacho Baião	0,0047	0,0048	0,0048	0,0001	< L.D.	0,0099	0,0145	0,0122	0,0032	0,0050	0,0050	0,0050	0,0000	0,0706	0,1580	0,1143	0,0618
Riacho Formiga	0,0030	0,0039	0,0034	0,0007	< L.D.	0,0178	0,0204	0,0191	0,0018	0,0050	0,0050	0,0050	0,0000	0,1406	0,1819	0,1613	0,0292
Valores máximos	0,0100				0,0500	0,5000				0,0330				5,000			

As análises de co-inércia realizadas entre a assembleia de peixes e as variáveis limnológicas (fósforo total, nitrato, clorofila "a", OD, pH e turbidez) indicam que, nos rios e ribeirão, a relação não é significativa ($p = 0,63$) enquanto que, nos riachos, esta é significativa ($p = 0,01$). Neste último caso, os dois primeiros eixos explicam 67,94% da inércia total, sendo que a correlação entre a assembleia de peixes e as variáveis limnológicas é de 0,92 no Eixo 1 e 0,90 no Eixo 2 (Tabela 8).

O primeiro eixo indica que a ordenação dos riachos e a assembleia de peixes foram definidas pelas variáveis turbidez e fósforo total. Assim, maiores valores de turbidez e menores valores de fósforo total são encontrados nos riachos Baião, Formiga, C1, C2 e Moenda, onde as espécies mais representativas foram os caracíformes *Steindachnerina* sp.1, *Knodus* sp., *Aphyocharax* sp. e *Roeboexodon geryi*; e os siluriformes *Corydoras* sp., *Pimelodella* sp., *Imparfinis* sp., *Hypostomus* sp.1 e *Loricaria cataphracta*, enquanto que, relacionado a valores mais altos de fósforo total tem-se a presença dos caracídeos *Moenkhausia collettii*, *M. lepidura*, *Bryconops caudomaculatus* e *Astyanax* sp.2; e do curimatídeo *Cyphocharax* cf. *spiluropsis* nos riachos C3, C4, C5 e C7 (Tabela 8 e Figura 7).

No segundo eixo a ordenação teve maior influência do OD e do pH. Elevados valores de OD e valores de pH acidificado a neutro estão presentes nos riachos Vardu, Angico, C1, C2, Moenda e Baião, onde os caracíformes *Steindachnerina* sp.1, *Aphyocharax* sp. e *Roeboexodon geryi*; e os siluriformes *Corydoras* sp., *Pimelodella* sp., *Imparfinis* sp., *Hypostomus* sp.1 e *Loricaria cataphracta*, são os mais representativas. Inversamente, as espécies *Moenkhausia collettii*, *M. lepidura*, *Bryconops caudomaculatus*, *Astyanax* sp.2 e *Cyphocharax* cf. *spiluropsis* estão relacionados a ambientes com menores concentrações de oxigênio como os riachos C3, C4 e C7 (Tabela 8 e Figura 7).

Tabela 8. Estatísticas da análise de co-inércia realizada entre a assembleia de peixes e as variáveis limnológicas (fósforo total, nitrato, clorofila "a", OD, pH e turbidez) dos riachos da bacia do Araguaia em Goiás. Em negrito e sublinhado as contribuições mais significativas (>40%).

Componentes	Contribuição (%)		Componentes	Contribuição (%)	
	Eixo 1	Eixo 2		Eixo 1	Eixo 2
Espécies					
<i>Aequidens tetramerus</i>	5,14	11,04	<i>Moenkhausia oligolepis</i>	27,87	2,49
<i>Ancistrus cf. hoplogenyis</i>	4,16	16,11	<i>Moenkhausia sp.2</i>	5,65	6,81
<i>Anostomus ternetzi</i>	0,04	34,34	<i>Otocinclus tapirape</i>	0,39	0,01
<i>Apareiodon sp.</i>	25,98	2,15	<i>Pamphorichthys sp.</i>	16,76	29,34
<i>Aphyocharax sp.</i>	0,34	65,28	<i>Phenacogaster sp.</i>	19,13	1,63
<i>Apistogramma sp.</i>	0,04	34,34	<i>Pimelodella cristata</i>	4,34	4,18
<i>Aspidoras sp.</i>	0,93	1,34	<i>Pimelodella sp.</i>	0,64	45,16
<i>Astyanax abramis</i>	0,12	1,27	<i>Poptella longipinnis</i>	18,30	12,98
<i>Astyanax fasciatus</i>	9,94	18,11	<i>Pristella maxillaris</i>	0,04	34,34
<i>Astyanax sp.1</i>	14,23	0,51	<i>Retroculus lapidifer</i>	27,77	0,00
<i>Astyanax sp.2</i>	0,09	42,92	<i>Rhamdella sp.</i>	2,93	16,23
<i>Astyanax sp.3</i>	8,49	1,33	<i>Rhamphichthys sp.</i>	4,16	16,11
<i>Boulengerella cuvieri</i>	0,39	0,01	<i>Rineloricaria sp.1</i>	0,12	1,27
<i>Brachyhypopomus cf. brevirostris</i>	0,04	34,34	<i>Rineloricaria sp.2</i>	0,04	34,34
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	5,38	55,47	<i>Roeboexodon geryi</i>	5,09	55,78
<i>Bunocephalus coracoideus</i>	0,04	34,34	<i>Satanoperca acuticeps</i>	0,00	12,47
<i>Characidium zebra</i>	0,25	27,42	<i>Serrapinnus cf. kriegi</i>	7,41	2,83
<i>Charax gibbosus</i>	0,06	10,14	<i>Serrapinnus sp.</i>	3,66	9,23
<i>Corydoras sp.</i>	5,09	55,78	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0,04	34,34
<i>Creagrutus sp.</i>	21,60	2,14	<i>Steindachnerina sp.1</i>	67,58	3,65
<i>Crenicichla labrina</i>	0,04	34,34	<i>Steindachnerina sp.2</i>	0,06	10,14
<i>Curimatella sp.</i>	15,14	10,90	<i>Tetragonopterus argenteus</i>	3,30	10,61
<i>Cyphocharax cf. spiluroopsis</i>	59,83	0,70	<i>Tetragonopterus chalcus</i>	3,30	10,61
<i>Eigenmannia virescens</i>	6,96	0,53	<i>Thayeria boehlkei</i>	19,41	33,18
<i>Hemigrammus sp.</i>	40,42	0,34	<i>Thoracocharax stellatus</i>	3,30	10,61
<i>Hoplerithrinus unitaeniatus</i>	0,92	11,21	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	0,12	1,27
<i>Hoplias malabaricus</i>	8,26	0,81	<i>Trichomycterus sp.</i>	4,16	16,11
<i>Hyphessobrycon sp.</i>	4,20	25,10	Variáveis limnológicas		
<i>Hypostomus plecostomus</i>	27,77	0,00	Fósforo total	47,99	31,05
<i>Hypostomus sp.1</i>	42,73	0,00	Nitrato	1,93	1,67
<i>Iguanodectes spilurus</i>	30,82	2,01	Clorofila "a"	21,69	1,70
<i>Imparfinis sp.</i>	3,34	41,81	OD	11,25	68,90
<i>Jupiaba cf. polylepis</i>	37,50	4,11	pH	25,91	45,28
<i>Knodus sp.</i>	64,99	0,02	Turbidez	63,70	9,28
<i>Leporinus friderici</i>	3,30	10,61	Estatísticas da análise de co-inércia		
<i>Leporinus sp.</i>	0,04	34,34	Eigenvalues	0,0138	0,0075
<i>Loricaria cataphracta</i>	41,44	1,27	Correlação (r)	0,92	0,90
<i>Metynnis lippincottianus</i>	0,04	34,34	Variância explicada (%)	44,05	23,89
<i>Moenkhausia collettii</i>	72,73	3,91	Variância total explicada (%)	67,94	
<i>Moenkhausia dichrourea</i>	3,30	10,61	Teste de Monte Carlo (1.000 interações)	p = 0,01	
<i>Moenkhausia lepidura</i>	60,61	0,47			

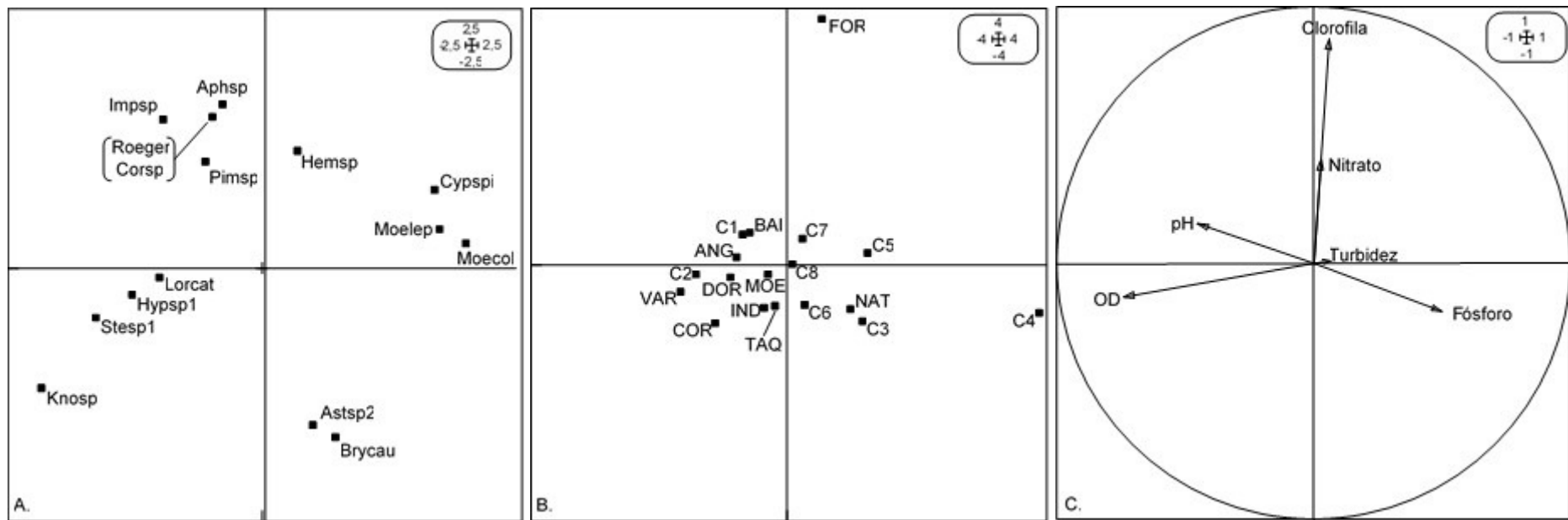


Figura 7. Ordenação resultante da análise de co-inércia das espécies de peixes (A) e dos riachos (B) pelas variáveis limnológicas (C). Apenas as espécies com contribuição >40% estão indicadas. Os códigos dos riachos e espécies de peixes correspondem aos mencionados nas Tabelas 1 e 7, respectivamente.

As análises de co-inércia realizadas entre a assembleia de peixes e os metais poluentes (Cd, Mn e Zn) indicam que a relação entre ambas não é significativa nos rios e ribeirões ($p = 0,12$) e significativa nos riachos ($p = 0,02$). Neste último caso, os dois primeiros eixos explicam 82,19% da inércia total, sendo que a correlação entre a assembleia de peixes e os metais poluentes é de 0,87 no Eixo 1 e 0,91 no Eixo 2 (Tabela 9).

No Eixo 1 a assembleia de peixes e os riachos foram ordenados principalmente pelos metais Zn e Cd. Nos riachos Vardu, Dorinha, Natal, C5, C6 e C7 as menores concentrações desses dois metais estão associados com uma assembleia de peixes representada pelos caracíformes *Moenkhausia collettii*, *M. lepidura*, *Cyphocharax cf. spiluroopsis*, *Bryconops caudomaculatus*, *Astyanax sp.2* e *Hemigrammus sp.* Já as maiores concentrações de Zn e Cd influenciaram a ordenação dos caracíformes *Steindachnerina sp.* e *Knodus sp.*; e dos siluriformes *Imparfinis sp.* *Hypostomus sp.1* e *Loricaria cataphracta* nos riachos Angico, C2, Corgão, C1, Moenda e Indaiá (Tabela 9 e Figura 8).

No Eixo 2 a ordenação foi determinada pelas menores concentrações do metal Mn principalmente nos riachos Vardu, Dorinha, Natal, C5, C6 e C7, e as espécies *Aphyocharax sp.*, *Cyphocharax cf. spiluroopsis*, *Roeboexodon geryi*, *Corydoras sp.*, *Pimelodella sp.* e *Hemigrammus sp.*, enquanto que as espécies *Moenkhausia collettii*, *M. lepidura*, *Bryconops caudomaculatus* e *Astyanax sp.2* estão relacionadas a maiores concentrações de Mn nos riachos C3 e C4 (Tabela 9 e Figura 8).

Tabela 9. Estatísticas da análise de co-inércia realizada entre a assembleia de peixes e os metais poluentes (Cd, Mn e Zn) dos riachos da bacia do Araguaia em Goiás. Em negrito e sublinhado as contribuições significativas (>40%).

Componentes	Contribuição (%)		Componentes	Contribuição (%)	
	Eixo 1	Eixo 2		Eixo 1	Eixo 2
Espécies	5,14	11,04	<i>Moenkhausia</i> sp.2	0,39	0,01
<i>Aequidens tetramerus</i>	4,16	16,11	<i>Otocinclus tapirape</i>	16,76	29,34
<i>Ancistrus</i> cf. <i>hoplogenyis</i>	0,04	34,34	<i>Pamphorichthys</i> sp.	19,13	1,63
<i>Anostomus ternetzi</i>	25,98	2,15	<i>Phenacogaster</i> sp.	4,34	4,18
<i>Apareiodon</i> sp.	0,34	65,28	<i>Pimelodella cristata</i>	0,64	45,16
<i>Aphyocharax</i> sp.	0,04	34,34	<i>Pimelodella</i> sp.	18,30	12,98
<i>Apistogramma</i> sp.	0,93	1,34	<i>Poptella longipinnis</i>	0,04	34,34
<i>Aspidoras</i> sp.	0,12	1,27	<i>Pristella maxillaris</i>	27,77	0,00
<i>Astyanax abramis</i>	9,94	18,11	<i>Retroculus lapidifer</i>	2,93	16,23
<i>Astyanax fasciatus</i>	14,23	0,51	<i>Rhamdella</i> sp.	4,16	16,11
<i>Astyanax</i> sp.1	0,09	42,92	<i>Rhamphichthys</i> sp.	0,12	1,27
<i>Astyanax</i> sp.2	8,49	1,33	<i>Rineloricaria</i> sp.1	0,04	34,34
<i>Astyanax</i> sp.3	0,39	0,01	<i>Rineloricaria</i> sp.2	5,09	55,78
<i>Boulengerella cuvieri</i>	0,04	34,34	<i>Roeboexodon geryi</i>	0,00	12,47
<i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>brevirostris</i>	5,38	55,47	<i>Satanoperca acuticeps</i>	7,41	2,83
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	0,04	34,34	<i>Serrapinnus</i> cf. <i>kriegi</i>	3,66	9,23
<i>Bunocephalus coracoideus</i>	0,25	27,42	<i>Serrapinnus</i> sp.	0,04	34,34
<i>Characidium zebra</i>	0,06	10,14	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	67,58	3,65
<i>Charax gibbosus</i>	5,09	55,78	<i>Steindachnerina</i> sp.1	0,06	10,14
<i>Corydoras</i> sp.	21,60	2,14	<i>Steindachnerina</i> sp.2	3,30	10,61
<i>Creagrutus</i> sp.	0,04	34,34	<i>Tetragonopterus argenteus</i>	3,30	10,61
<i>Crenicichla labrina</i>	15,14	10,90	<i>Tetragonopterus chalceus</i>	19,41	33,18
<i>Curimatella</i> sp.	59,83	0,70	<i>Thayeria boehlkei</i>	3,30	10,61
<i>Cyphocharax</i> cf. <i>spiluroopsis</i>	6,96	0,53	<i>Thoracocharax stellatus</i>	0,12	1,27
<i>Eigenmannia virescens</i>	40,42	0,34	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	4,16	16,11
<i>Hemigrammus</i> sp.	0,92	11,21	<i>Trichomycterus</i> sp.	5,14	11,04
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	8,26	0,81	Variáveis limnológicas		
<i>Hoplias malabaricus</i>	4,20	25,10	Cádmio (Cd)	72,39	3,00
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	27,77	0,00	Manganês (Mn)	1,07	97,63
<i>Hypostomus plecostomus</i>	42,73	0,00	Zinco (Zn)	74,45	0,27
<i>Hypostomus</i> sp.1	30,82	2,01	Estatísticas da análise de co-inércia		
<i>Iguanodectes spilurus</i>	3,34	41,81	Eigenvalues	0,0086	0,0054
<i>Imparfinis</i> sp.	37,50	4,11	Correlação (r)	0,89	0,91
<i>Jupiaba</i> cf. <i>polylepis</i>	64,99	0,02	Variância explicada (%)	50,26	31,93
<i>Knodus</i> sp.	3,30	10,61	Variância total explicada (%)	82,19	
<i>Leporinus friderici</i>	0,04	34,34	Teste de Monte Carlo (1.000 interações)	p = 0,02	
<i>Leporinus</i> sp.	41,44	1,27			
<i>Loricaria cataphracta</i>	0,04	34,34			
<i>Metynnis lippincottianus</i>	72,73	3,91			
<i>Moenkhausia collettii</i>	3,30	10,61			
<i>Moenkhausia dichrourea</i>	60,61	0,47			
<i>Moenkhausia lepidura</i>	27,87	2,49			
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	5,65	6,81			

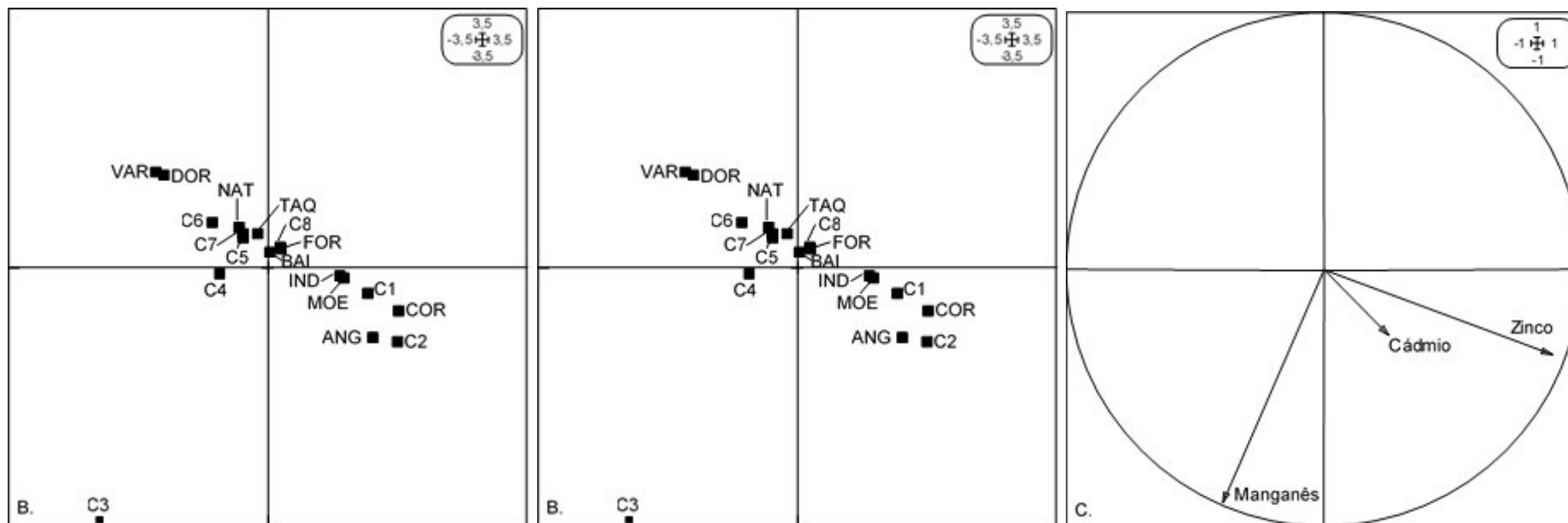


Figura 8. Ordenação resultante da análise de co-inércia das espécies de peixes (A) e dos riachos (B) pelos metais poluentes (C). Apenas as espécies com contribuição >40% estão indicadas. Os códigos dos rios e das espécies correspondem aos mencionados nas Tabelas 1 e 7, respectivamente.

4 DISCUSSÃO

Neste estudo as concentrações de fósforo total na água oscilaram entre 0,0 e 0,2mg/L e apresentaram diferenças significativas apenas nos riachos. Os resultados sugerem que os valores de fósforo total são resultantes tanto de sua entrada natural, regida pelos fatores clima, tipologia de solos, relevo e vegetação (BELTRAME, 1994) como pela emissão de efluentes nas atividades agrícolas e agropecuárias desenvolvidas na região. Sabe-se que nos riachos grande parte da energia disponível é proveniente de material alóctone, já que o sombreamento efetuado pela mata ciliar limita a sobrevivência da maioria dos seres autotróficos tornando menor a demanda de energia autóctone para a sustentação do ecossistema. Já nos rios, praticamente toda a demanda de energia depende da produção primária efetuada pelo fitoplâncton que utiliza o fósforo em seu processo de produção (GARMAN, 1991; REZENDE e MAZZONI, 2006; VANNOTE *et al.*, 1980). Além disso, a maior porcentagem de elevadas concentrações de fósforo total nos riachos atribui-se as suas características físicas onde diversos tipos de materiais externos (troncos, galhos, folhas, entre outros) que caem em seu canal podem causar uma diminuição do fluxo com um represamento pontual da água, favorecendo assim uma deposição maior de nutrientes (IMHOF *et al.*, 1996; JONES *et al.*, 1994; UIEDA, 1999).

A localização dos rios e riachos com elevadas concentrações de fósforo total é restrita, principalmente, à parte central da bacia do rio Araguaia que engloba os municípios de Jussara, Aruanã, Itapirapuã, Mozarlândia, Britânia, Goiás, Araguapaz e Crixás. Este é o caso dos riachos C4, Taquari, C5 e C7, do ribeirão Água Limpa e dos rios Vermelho 1A, Vermelho 1B, Peixe 2A e Tesoura que são todos classificados como eutróficos ou hipereutróficos. Esta situação parece estar relacionada com uma entrada maior de fósforo nos cursos d'água, proveniente de diversas atividades antropogênicas. Nesta parte central da bacia a atividade de uso do solo predominante é a pastagem cultivada seguida de culturas agrícolas (SANO *et al.*, 2008). Nestas condições é possível que haja uma maior disponibilidade de fósforo a partir da lixiviação das fezes de gado criado nas pastagens cultivadas, e em menor parte pelas culturas agrícolas, que utilizam fertilizantes a base de fósforo e outros nutrientes (SHIGAKI *et al.*, 2006; VON SPERLING, 2005). Este seria o caso dos riachos Angico, C4, Taquari, C5 e C7, do ribeirão Água Limpa e dos rios Vermelho 1B, Peixe 2A e Tesoura.

No caso específico do riacho C3, que apresentou a maior média da concentração de fósforo total, observa-se que, além da possível influência das atividades relacionadas à pecuária, é necessário considerar o represamento artificial da água observado à jusante e à montante do trecho amostrado (observação pessoal). No rio Vermelho 1A (hipereutrófico), o trecho amostrado situa-se à jusante da desembocadura do Lago dos Tigres, Britânia-GO. Sabe-se que neste tipo de ambiente (represa artificial ou não) a ausência de correnteza favorece a acumulação de nutrientes, principalmente o fósforo (THOMAZ *et al.*, 1997; VON SPERLING, 2005). No riacho Corgão (eutrófico) acredita-se que as concentrações de fósforo tenham sido influenciadas pelo despejo de efluentes provenientes de zonas urbanas (SHIGAKI *et al.*, 2006), já que o trecho amostrado neste curso está localizado na periferia da cidade de Arenópolis-GO.

O fósforo total foi uma das variáveis que influenciou a assembleia de peixes nos riachos, com cinco espécies associadas a maiores concentrações de fósforo (0,15mg/L no riacho C3), enquanto outras nove espécies, apesar de serem encontradas em cursos eutróficos, são mais frequentes em riachos com baixas concentrações de fósforo (<0,006mg/L; riachos C1, Baião, Moenda e Formiga, ambos ultraoligotróficos), sugerindo uma sensibilidade dessas espécies a altas concentrações desse nutriente. O fósforo é fundamental à sobrevivência dos organismos, especialmente devido à sua função na estruturação da membrana celular e no armazenamento de energia via ATP (MAROTTA *et al.*, 2008), influenciando, assim, no desenvolvimento em peso e comprimento dos peixes, como, por exemplo, no caso da Tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) (PEZZATO *et al.*, 2006). Entretanto, esta influência pode ser observada também sobre as comunidades aquáticas, como indicado por Jeppesen *et al.* (2000) que, em lagos de ambiente temperado tem-se maior riqueza de peixes relacionada a concentrações de fósforo total entre 0,1 e 0,4mg/L. Neste estudo, as assembleias de peixes nos riachos estão mais relacionadas a águas com concentrações de 0,001 a 0,012mg/L, reforçando a inferência que nestes locais a principal fonte de energia é autóctone.

Nos rios as concentrações de fósforo total e nitrato estão correlacionadas negativamente. Em seu estudo sobre a adsorção de nitrato em solos de cerrado, Oliveira *et al.* (2000) observaram que quanto maior a quantidade de matéria orgânica disponível, menor é a quantidade de nitrato devido à competição entre os fosfatos e os nitratos para se ligarem às cargas positivas disponíveis no solo

(RESENDE, 2002). Bollmann e Marques (2006) corroboram tal informação para ambientes aquáticos, ao observar que a proporção de nitrogênio e fósforo em rios urbanos é de aproximadamente 6:1. Isso explicaria, em parte, o porque de as altas concentrações de fósforo estarem ligadas a baixas concentrações de nitrato nos cursos d'água amostrados na bacia do rio Araguaia.

Quanto ao nitrato, foram observadas diferenças significativas tanto entre rios como entre riachos, sendo que nos primeiros as concentrações oscilaram entre 0,1 e 0,62mg/L e nos segundos entre 0,09 e 0,70mg/L. Tanto para rios como para riachos observou-se o mesmo padrão encontrado para o fósforo, com concentrações maiores nos segundos que nos primeiros. Esta situação parece estar relacionada à demanda de energia e hidrologia já mencionadas, as quais são distintas para cada tipo de curso d'água, neste caso rio ou riacho (GARMAN, 1991; IMHOF *et al.*, 1996; JONES *et al.*, 1994; REZENDE e MAZZONI, 2006; UIEDA, 1999; VANNOTE *et al.*, 1980).

As médias das concentrações de nitrato e fósforo total obtidas se encontram abaixo dos valores de referência do CONAMA (2005) para águas doces de Classe 3, o que significa que a água desses cursos pode ser destinadas para: *i*) abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; *ii*) irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; *iii*) pesca amadora; *iv*) recreação de contato secundário e *v*) dessedentação de animais.

A turbidez também foi responsável pela estruturação das assembleias de peixes nos riachos da bacia do rio Araguaia. Essa variável é influenciada pela entrada de partículas sólidas em um curso d'água e está diretamente ligada à produção primária e à transparência da água, já que é inversamente proporcional à disponibilidade de radiação solar (MAROTTA *et al.*, 2008). No caso do Araguaia, a turbidez é influenciada principalmente pela lixiviação do solo afetado por erosões consequentes do desmatamento (CARVALHO *et al.*, 2001; CASTRO, 2005). A esse respeito, Melo *et al.* (2009) e Tejerina-Garro *et al.* (1998) citam que a transparência da água foi uma das principais variáveis que influenciou a estrutura das assembleias de peixes no rio da Mortes e em lagos do Araguaia, respectivamente, corroborando o modelo "piscívoros-transparência-morfometria" (PTM) proposto por Rodríguez e Lewis Jr. (1997), que prevê que ao longo de gradientes espaciais ou temporais de declínio da transparência, a abundância de peixes diurnos que dependem da visão deve diminuir em relação à de peixes com adaptações à baixa visibilidade. Neste

estudo, os caracídeos *Moenkhausia lepidura* (insetívoro; FROESE and Pauly, 2009), *M. oligolepis* (onívoro; FROESE and PAULY, 2009) e *Bryconops caudomaculatus* (onívoro; FROESE and PAULY, 2009) foram relacionados a ambientes com altos valores de turbidez, contudo, deve-se considerar que esses altos valores de turbidez (média = 9,5UNT) não interferem tão intensamente na entrada da radiação solar na água, o que não afeta o auxílio da visão nas atividades de alimentação destas espécies, sugerindo que essa influência pode ser explicada pelo modelo PTM.

Outra variável que influenciou a assembleia de peixes nos riachos amostrados foi o OD. Tal influência foi descrita por outros autores para as assembleias de peixes de ambientes lênticos (KRAMER *et al.*, 1978) e lóticos (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2005), inclusive para o rio das Mortes, principal afluente da margem esquerda do Araguaia (MELO *et al.*, 2009). Nesse estudo maioria das espécies foram relacionados a riachos com maiores concentrações de OD, enquanto alguns caracídeos conhecidos popularmente como lambaris (*Astyanax* spp. e *Moenkhausia* spp.) foram associadas a baixas taxas de OD.

O pH também influenciou a estrutura das assembleias de peixes nos riachos. Essa variável influencia diretamente os processos de permeabilidade da membrana celular (MAROTTA *et al.*, 2008), sendo que um pH ácido pode produzir distúrbios osmorregulatórios em peixes, resultando em significativas perdas de íons (Na, Cl, K, e Ca) (SHUTER *et al.*, 1989). Esta influência também é observada em relação à sobrevivência de ovos e larvas de determinadas espécies de peixes (FERREIRA *et al.*, 2001), bem como à estruturação das assembleias de peixes em rios (FIALHO *et al.*, 2008) e riachos (ARAÚJO e TEJERINA-GARRO, 2009; BRAGA e ANDRADE, 2005) da bacia do Paraná. Marotta *et al.* (2008) explicam que o excesso de matéria orgânica de efluentes contribui para a redução do pH na água devido à liberação de gás carbônico e de compostos orgânicos ácidos. Por outro lado, os baixos valores de pH observados na maioria dos cursos d'água da bacia do Araguaia em Goiás podem estar relacionados às características do solo predominante na região (Latossolo), já que o mesmo é rico em alumínio, ferro e manganês e também é poroso, permeável e bem drenado (REATTO *et al.*, 1998), permitindo a lixiviação desses íons para os cursos d'água, o que pode determinar a acidez observada, inclusive, com alguns valores abaixo do intervalo estabelecido pelo CONAMA (2005) para águas doces de Classe 3. As águas ácidas (média = 6,1) neste estudo parecem favorecer as assembleias de peixes representadas pelos caracíformes

Steindachnerina sp.1, *Aphyocharax* sp. e *Roeboexodon geryi*; e os siluriformes *Corydoras* sp., *Pimelodella* sp., *Imparfinis* sp., *Hypostomus* sp.1 e *Loricaria cataphracta*.

O Zn é considerado um micronutriente necessário aos organismos vegetais e animais e compõe ciclos biogeoquímicos naturais (RICKLEFS, 2003). Santos *et al.* (2008) compilaram dados de diversos autores e explicaram que nos solos as concentrações naturais de Zn e de Cd variam de 17 a 125 $\mu\text{g g}^{-1}$ e de 0,06 a 1,1 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente, demonstrando que em ambientes naturais o Zn é encontrado em maior quantidade que o Cd. Esses metais também podem ser disponibilizados no ambiente por diversas atividades antropogênicas, como, por exemplo, pela produção de tintas e pela utilização de fungicidas e fertilizantes fosfatados em atividades agrícolas. Com o aumento das concentrações desses metais no ambiente, podem ocorrer contaminações que causam adversidades tanto no sistema fisiológico dos organismos como na estruturação e sobrevivência das assembleias de peixes (DIAS *et al.*, 2001; MORAES *et al.*, 2003; SANTOS *et al.*, 2008). Neste estudo o Zn e o Cd influenciaram a estruturação das comunidades de peixes nos riachos. Moraes *et al.* (2003) também citam a influência desses metais no crescimento, reprodução e sobrevivência dos peixes em riachos.

Nos riachos a ocorrência de cinco espécies de caraciformes foram relacionados a menores concentrações de Zn e Cd (média = 0,052mg/L e 0,003mg/L, respectivamente), enquanto outras duas espécies de caraciformes e três de siluriformes estão relacionadas a maiores concentrações de Zn (média = 0,27mg/L). A maioria das espécies relacionadas às concentrações desses metais figura comumente em trabalhos de levantamento realizados tanto em ambientes naturais (MELO *et al.*, 2007; TEJERINA-GARRO *et al.*, 1998) como em antropizados (COSTA *et al.*, 2008; LUCINDA *et al.*, 2007) na bacia do rio Araguaia.

O Mn também é um micronutriente necessário à sobrevivência dos organismos, pois está associado à formação dos tecidos conjuntivo e ósseo, ao crescimento, à reprodução e ao metabolismo e é constituinte de carboidratos e lipídeos (RICKLEFS, 2003; STRYER, 2004). Nos solos, a sua concentração natural varia de 80 a 1.300 $\mu\text{g g}^{-1}$ (SANTOS *et al.*, 2008). O aumento na sua disponibilidade está ligado à deposição de lixo doméstico diretamente no solo sem nenhum tipo de tratamento (SANTANA e BARRONCAS, 2007) e ao uso de fertilizantes e pesticidas nas atividades de agricultura (RAMALHO *et al.*, 2000; SANTOS *et al.*, 2008). Nesse

estudo o Mn também influenciou a estruturação das assembleias de peixes nos riachos apresentando, inclusive, concentração acima do estabelecido pelo CONAMA (2005) no riacho C3 ($[Mn] = 0,6\text{mg/L}$), sugerindo novamente a influência da lixiviação do solo em áreas de pastagem, já que o Mn encontra-se disponível em grande quantidade no solo (SANTOS *et al.*, 2008) e nenhuma das atividades antrópicas supracitadas foi observada próximo a esse curso d'água. Cinco espécies de caracídeos estiveram relacionados a altas concentrações desse metal nos riachos C3 e C4 (média = $0,6\text{mg/L}$ e $0,06\text{mg/L}$, respectivamente).

5 CONCLUSÃO

O presente estudo é o primeiro a analisar a influência de elementos ligados ao desenvolvimento de atividades antrópicas (fósforo total, nitrato e metais poluentes) na água e nas assembleias de peixes em cursos d'água da bacia do rio Araguaia em Goiás.

As diferenças significativas encontradas para as concentrações de fósforo total em riachos, e para as concentrações de nitrato tanto em rios como em riachos, parecem estar relacionadas às fontes de energia e à questão hidrológica, diferentes para cada tipo de curso sendo que, nos rios as concentrações desses dois nutrientes estão correlacionadas negativamente.

A localização dos rios e riachos com elevadas concentrações de fósforo total (eutrófico e hipereutrófico) restrita, principalmente, à parte central da bacia do rio Araguaia, parece ser consequência das atividades antrópicas de agropecuária, agricultura, represamento de cursos d'água e emissão de efluentes de áreas urbanas.

Em relação aos valores de referência do CONAMA (2005) para águas doces de Classe 3, observa-se que maioria das variáveis encontra-se dentro do permitido. À exceção, têm-se o pH e os metais Mn e Pb, influenciados, provavelmente, pelo processo de lixiviação dos solos da área de estudo.

A relação peixe-ambiente indica que o fósforo total, as variáveis limnológicas (OD, pH e turbidez) e os metais poluentes (Cd, Mn e Zn) influenciam as assembleias de peixes nos riachos. Em ambos os casos, os valores e concentrações encontrados parecem estar relacionados tanto a atividades antrópicas (emissão de efluentes,

erosões, agricultura, agropecuária) como às características naturais dos solos da região, que disponibilizam vários íons metálicos para a água através dos processos de intemperismo e lixiviação.

Este estudo contribui ao conhecimento da qualidade da água e das interações peixe-ambiente nos cursos d'água da bacia do Araguaia em Goiás, conhecimentos estes que podem auxiliar na predição da qualidade da água e das modificações das assembleias ictíicas em razão de atividades antropogênicas, ambos necessários em programas de conservação e uso do ambiente aquático.

Estudos semelhantes ao realizado são necessários na bacia em estudo considerando os períodos sazonais regionais (chuva e seca), ou ainda, a localização dos cursos de água em áreas de preservação permanente ou não.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA (Agência Nacional de Águas). *A Região Hidrográfica dos Rios Tocantins e Araguaia*. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. 2006. 16 p.

ANGELINI, R.; BINI, L. M. e STARLING, F. L. R. M. Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do Lago Paranoá (Brasília – DF). *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 3, p. 564-571, 2008.

APHA (American Public Health Association). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 6 ed. USA: Port City Press, 2005.

AQUINO, S.; LATRUBESSE, E. M. e SOUZA-FILHO, E. E. Relação entre o regime hidrológico e os ecossistemas aquáticos da planície aluvial do rio Araguaia. *Acta Sci. Biol. Sci.*, Maringá, v. 30, n. 4, p. 361-369, 2008.

ARAUJO, E. S. e MAIA, Y. L. M. Análise de elementos traço e de metais na bacia hidrográfica do rio Meia Ponte na região metropolitana de Goiânia. *Estudos*, Goiânia, v. 35, n. 11/12, p. 1241-1265, nov./dez. 2008.

ARAÚJO, N. B. and TEJERINA-GARRO, F. L. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 7, n. 1, p. 31-38, 2009.

BELTRAME, A. V. *Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicação*. Florianópolis, SC: Editora da UFSC, 1994. 112p.

BLACKMORE, G. Field evidence of metal transfer from invertebrate prey to an intertidal predator, *Thais clavigera* (Gastropoda: Muricidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 51, n. 2, p. 127-139, aug. 2000.

BOLLMANN, H. A. e MARQUES, D. M. L. M. Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 343-352, Oct./Dec. 2006.

BRAGA, F. M. S. e ANDRADE, P. M. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* [online]. v. 95, n. 2, p. 121-126, 2005.

CARVALHO, C. E. V.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E.; MOLISANI, M. M.; SALOMÃO, M. S. M. B. and LACERDA, L. D. Seasonal variation of particulate heavy metals in the Lower Paraíba do Sul River, R. J., Brazil. *Environmental Geology*, v. 37, n. 4, p. 297-302, apr. 1999.

CARVALHO, P.; BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; OLIVEIRA, L. G.; ROBERTSON, B.; TAVECHIO, W. L. G. and DARWISCH, A. J. Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 23, n. 2, p. 265-273, 2001.

CASTRO, S. S. Erosão hídrica na alta bacia do rio Araguaia: distribuição, condicionantes, origem e dinâmica atual. *Revista do Departamento de Geografia*, v. 17, p. 38-60, 2005.

CONAMA. Resolução Nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 14 ago. 2009.

CORBI, J. J.; STRIXINO, S. T.; SANTOS, A. e DEL GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Química Nova*, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 61-65, jan./fev. 2006.

COSTA, M. C.; RIBEIRO, R. S.; SILVA, R. L.; TELLES, M. P. C. e SILVA JR., N. J. Diversidade ictiofaunística e compartimentação do rio Caiapó, Goiás, por usinas hidrelétricas. *Estudos*, Goiânia, v. 35, n. 11/12, p. 1023-1054, nov./dez. 2008.

DIAS, N. M. P.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. e CAMARGO, O. A. Isotermas de adsorção de cádmio em solos ácidos. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Amb.*, Piracicaba-SP, v. 5, n. 2, 2001.

DIN, M.; HUSSAIN, F.; ASHRAF, N.; HUSSAIN, S.; RANA, N. M.; ANWAR, K.; DIL, A. S; SAMI, Z. The quality assessment of drinking water supplied to Islamabad. *Env. Pollut.*, n. 24-26, p. 453-458, feb. 1997.

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

ESTEVEES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 575p.

FDA (FOOD AND DRUG ADMINISTRATION). *Guidance document for cadmium in shellfish*. Center for food safety and applied nutrition, United States Food and Drug Administration. Washington, D.C., 1993a.

FDA (FOOD AND DRUG ADMINISTRATION). *Guidance document for lead in shellfish*. Center for food safety and applied nutrition, United States Food and Drug Administration. Washington, D.C., 1993b.

FERREIRA, A. A.; NUÑER, A. P. O. e ESQUIVEL, J. R. Influência do pH sobre ovos e larvas de jundiá, *Rhamdia quelen* (Osteichthyes, Siluriformes). *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 23, n. 2, p. 477-481, 2001.

FIALHO, A. P.; OLIVEIRA, L. G.; TEJERINA-GARRO, F. L. and MÉRONA, B. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia*, v. 598, p. 315-324, 2008.

FRANCO-URÍA, A.; LÓPEZ-MATEO, C.; ROCA, E. and FERNÁNDEZ-MARCOS, M. L. Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain. *Journal of Hazardous Materials*, v. 165, n. 1-3, p. 1008-1015, jun. 2009.

FROESE, R. and PAULY, D (eds). 2009. *FishBase*. World Wide Web electronic publication. Disponível em: <www.fishbase.org.br>. Acesso em: 18 nov. 2009.

GARMAN, G. C. Use of terrestrial arthropod prey by a streamdwelling cyprinid fish. *Environmental Biology of Fishes*, Dordrecht, v. 30, p. 325-331, 1991.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, J. B. R. e KIST, S. L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* [online]. Campina Grande – PB, v. 9, n. 3, p. 391-399, 2005.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). *Atlas Nacional do Brasil*. 4 ed. 2002. Disponível em: < <http://mapas.ibge.gov.br> >. Acesso em: 26 jan. 2008.

IMHOF, J. G.; FITZGIBBON, J. and ANNABLE, W. K. A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Canada, v. 53, n. 1, p. 312-326, 1996.

JEPPESEN, E.; JENSEN, J. P.; SONDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T. and LANDKILDEHUS, F. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, v. 45, n. 2, p. 201-218, oct. 2000.

JONES, C. G.; LAWTON, J. H. and SHACHAK, M. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, Copenhagen, v. 69, n. 3, p. 373-386, apr. 1994.

KRAMER, D. L.; LINDSEY, C. C.; MOODIE, G. E. E. and STEVENS, E. D. The fishes and the aquatic environment of the central Amazon basin, with particular reference to respiratory patterns. *Can. J. Zool.*, v. 56, n. 4, p. 717–729, 1978.

LATRUBESSE, E. M. e STEVAUX, J. C. Características físico-bióticas e problemas ambientais associados à planície aluvial do Rio Araguaia, Brasil Central. *Revista UnG - Geociências*, v. 5, n. 1, p. 65-73, 2006.

LUCINDA, P. H. F.; FREITAS, I. S.; SOARES, A. B.; MARQUES, E. E.; AGOSTINHO, C. S. e OLIVEIRA, R. J. Fish, Lajeado Reservoir, rio Tocantins drainage, State of Tocantins, Brazil. *Check List*, v. 3, n. 2, p. 70-83, 2007.

MAINARDES-PINTO, C. S. R. e MERCANTE, C. T. J. Avaliação de variáveis limnológicas e suas relações com uma floração de Euglenaceae pigmentada em viveiro povoado com tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* Linnaeus), São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, Maringá, v. 25, n. 2, p. 323-328, 2003.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J. e ROCHA, C. A. S. R. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe – costa nordeste oriental brasileira. *Química Nova*, v. 30, n. 5, p. 1208-1214, 2007.

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O. e ENRICH-PRAST, A. Monitoramento Limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na

gestão urbano-ambientais. *Ambiente & Sociedade*, Campinas, v. XI, n. 1, p. 67-79, jan./jun. 2008.

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

MEDEIROS, R. J.; MÁRSICO, E. T.; SÃO CLEMENTE, S. C. e FERREIRA, M. S. Distribuição do metal mercúrio em atum (*Thunnus albacares*) e pescada bicuda (*Cynoscion microlepidotus*) capturados no litoral do Rio de Janeiro, Brasil. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.*, v. 60, n. 3, p. 656-662, Jun. 2008.

MELO, T. L.; TEJERINA-GARRO, F. L. and MELO, C. E. Influence of environmental parameters on fish assemblage of a Neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 7, n. 3, p. 421-428, 2009.

MELO, T. L.; TEJERINA-GARRO, F. L. e MELO, C. E. Diversidade biológica da comunidade de peixes no baixo rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 24, n. 3, p. 657-665, set. 2007.

MOLISANI, M. M.; SALOMÃO, M. S. M. B.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E.; LACERDA, L. D. and CARVALHO, C. E. V. Heavy Metals in Sediments of the Lower Paraíba do Sul River and Estuary, R.J., Brazil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, v. 63, p. 682-690, 1999.

MORAES, R.; GERHARD, P.; ANDERSON, L.; STURVE, J.; RAUCH, S and MOLANDER, S. Establishing causality between exposure to metals and effects on fish. *Human and Ecological Risk Assessment*, v. 9, n. 1, p. 149-169, 2003.

OLIVEIRA, J. R. A.; VILELA, L. e ANGELAYARZA, M.. Adsorção de nitrato em solos de cerrado do Distrito Federal. *Pesq. Agropec. Bras.*, Brasília, v. 35, n. 6, p. 1199-1205, jun. 2000.

PATHAK, S. P.; KUMAR, S.; RAMTEKE, P. W.; MURTHY, R. C.; BHATTACHERJEE, J. W. and GOPAL, K. Potability of water sources in relation to

metal and bacterial contamination in some northern and north-eastern districts of India. *Environmental Monitoring and Publishers*, v. 33, p. 151-160, 1994.

PEZZATO, L. E.; SANTA-ROSA, M. J.; BARROS, M. M. e GUIMARÃES, I. G. Exigência em fósforo disponível para alevinos de tilápia do Nilo. *Ciência Rural* [online], Santa Maria, v. 36, n. 5, p. 1600-1605, set./oct. 2006.

PINTO-SILVA, V. *Manual de análises limnológicas: Métodos e técnicas*. Cuiabá: Editora UFMT, 2002. 95 p.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. e VELLOSO, A. C. X. Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 35, n. 7, p. 1289-1303, jul. 2000.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F. and CURTIS, H. *Biologia Vegetal*. 6ª ed. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan S. A. 2001. 830 p.

REATTO, A.; CORREIA, J. R. e SPERA, S. T. Solos do Bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S. M. e ALMEIDA, S. P. (Eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina, DF: Embrapa-CPAC, 1998. p. 48-86.

RESENDE, Á. V. *Agricultura e qualidade da água: contaminação por nitrato*. Planaltina: Embrapa Cerrados. 2002. 29 p. (Documentos / Embrapa Cerrados, n. 57).

REZENDE, C. F. e MAZZONI, R. Contribuição da matéria autóctone e alóctone para a dieta de *Bryconamericus microcephalus* (Miranda-Ribeiro) (Actinopterygii, Characidae), em dois trechos de um riacho de Mata Atlântica, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, n. 1, p. 58-63, mar. 2006.

RIBEIRO, M. C. L. B.; PETRERE-JR, M. and JURAS, A. A. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins river basin, Brazil. *Regulated Rivers: Research & Management*, v. 11, n. 3-4, p. 325-350, 1995.

RICKLEFS, R. E. *A economia da natureza*. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 498 p.

RODRÍGUEZ, A. G.; CHAVES, L. A. S. e ROCHA, C. Cianotoxinas: os contaminantes naturais da água. In: ROCHA, Cleonice; TEJERINA-GARRO, Francisco Leonardo e PIETRAFESA, José Paulo (org.). *Cerrado, Sociedade e Ambiente: desenvolvimento sustentável em Goiás*. Goiânia: UCG, 2008. p. 49-68.

RODRÍGUEZ, M. A. and LEWIS Jr., W. M. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecol. Monogr.*, v. 67, n.1, p. 109–128, feb. 1997.

SÁ, M. F. P.; FENERICH-VERANI, N. e FRAGOSO, E. N. Peixes do cerrado em perigo. *Ciência Hoje*, v. 34, n. 200, p. 68-71, dez. 2003.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S. e FERREIRA, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesq. agropec. bras.* [online], v. 43, n. 1, p. 153-156, 2008.

SANTANA, G. P. e BARRONCAS, P. S. R. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus (AM). *Acta Amazonica*, Manaus-AM, v. 37, n. 1, p. 111-118, jan./mar. 2007.

SANTOS, M. L.; LENZI, E. e COELHO, A. R. Ocorrência de metais pesados no curso inferior do rio Ivaí, em decorrência do uso do solo em sua bacia hidrográfica. *Acta Scientiarum Technology*, Maringá, v. 30, n. 1, p. 99-107, 2008.

SCHMIDT-NIELSEN, K. *Fisiologia Animal: adaptação e meio ambiente*. 5. ed. São Paulo: Editora Santos, 2002. 611 p.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A. and PROCHNOW, L. I. Animal-based agriculture, phosphorus management and water quality in Brazil: options for the future. *Scientia agrícola*, Piracicaba, v. 63, n. 2, p. 194-209, Mar./Apr. 2006.

SHUTER, B. J.; IHSEN, P. E.; WALES, D. L and SNUCINS, E. J. The effects of temperature, pH and water hardness on winter starvation of young-of-the-year smallmouth bass, *Micropterus dolomieu* Lacepede. *Journal of Fish Biology*, v. 35, n. 6, p. 765-780, 1989.

SILVA, E. F.; MELO, C. E. e VENERE, P. C. Fatores que influenciam a comunidade de peixes em dois ambientes no baixo Rio das Mortes, Planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, Curitiba, v. 24, n. 2, p. 482-492, Jun. 2007.

SILVA, F. C.; EIRA, P. A.; BARRETO, W. O.; PÉREZ, D. V. e SILVA, C. A. *Análises Químicas para Avaliação da Fertilidade do Solo – Métodos Usados na Embrapa Solos*. Documentos Nº. 3. EMBRAPA, 1998. 40 p.

STRYER, L. *Bioquímica*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan. 2004.

TEJERINA-GARRO, F. L. and MÉRONA, B. de. Gill net sampling standardisation in large rivers of French Guiana (South America). *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, v. 357-360, p. 227-240, 2000.

TEJERINA-GARRO, F. L. Biodiversidade e impactos ambientais no Estado de Goiás: o meio aquático. In: ROCHA, C.; TEJERINA-GARRO, F. L. e PIETRAFESA, J. P. (org.). *Cerrado, Sociedade e Ambiente: desenvolvimento sustentável em Goiás*. Goiânia: UCG, 2008. p. 15-46.

TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTIN, R. and RODRÍGUEZ, M. A. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, v. 51, n. 4, p. 399-410, dec. 1998.

TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTIN, R. e RODRÍGUEZ, M. A. Caracterização da ictiofauna e das interações peixe-ambiente no Médio Araguaia, Bacia Amazônica. *Estudos*, Goiânia, v. 29, n. especial, p. 85-99, out. 2002.

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

TELES, L. T.; ZARA, L. F.; FURLANETTO, U. L. R. e SILVA JR., N. J. Elementos traço em peixes de interesse comercial do rio Caiapó (Goiás, Brasil) em área sob impacto ambiental. *Estudos*, Goiânia, v. 35, n. 11/12, p. 1055-1067, nov./dez. 2008.

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

THOMANN, R. V. and MUELLER, J. *Principles of surface water quality modeling and control*. New York: Harper & Row, Publishers. 1987. 327 p.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. e ALBERTI, S. M. Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal. p. 20 – 37. In: AGOSTINHO, A. A. e GOMES, L. C. (eds.) *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá: EDUEM, 1997. 387p.

TOLEDO, L. G. e NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agricola*, v. 59, n. 1, p. 191-186, jan./mar. 2002.

UIEDA, V. S. e CASTRO, R. M. C. Coleta e fixação de peixes de riacho. In: CARAMASCHI, É. P.; MAZZONI, R. e PERES-NETO, P. R. (Eds). *Ecologia de Peixes de Riachos*, vol. VI. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. p. 1-22.

UIEDA, V. S. Experimentos de manipulação de organismos aquáticos em riachos. In: POMPÊO, M. L. M. (Org.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. 1. ed. São Luis: Gráfica e Editora União, 1999, v. 1, p. 169-179.

UNITED STATES EPA. Method 3050B, SW-846. *Test methods for evaluating solid waste physical/chemical methods*. 3rd Ed, USA, 1995.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M. e SILVA, A. M. M. Contribuição da cidade de Botucatu – SP com nutrientes (fósforo e nitrogênio) na eutrofização da represa de Barra Bonita. *Eclética Química*, São Paulo, v.22, p.31-48, 1997.

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

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 2005. 452 p.

WARD; N. I. Trace elements. In: FIELD, F. W.; HAINES, P. J. (Eds.). *Environmental analytical chemistry*. London: Blackie Academic and Professional. Chapman and Hall, 1995.

WELCOMME, R. L. *Fisheries ecology of floodplain rivers*. London: Longmans, 1979. 317 p.

WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, v. 47, p. 501-515, 2002.