



CAMPUS DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO

Ecologia de riachos em áreas de Cerrado: composição, estrutura e conservação

Renato de Mei Romero



DOUTORADO

PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL

Biologia
Estrutural

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS, LETRAS E CIÊNCIAS EXATAS
SÃO JOSÉ DO RIO PRETO, SP

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

RENATO DE MEI ROMERO

Ecologia de riachos em áreas de Cerrado: composição, estrutura e conservação

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Lilian Casatti

Co-orientador: Prof. Dr. José Sabino

Tese apresentada para a obtenção do título de Doutor em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, campus de São José do Rio Preto, SP

São José do Rio Preto
Abril/2011

Ranuncio do lado, Ranuncio.

Ecologia de rãs em áreas de Cerrado: conservação, estrutura e conservação / Ranuncio do lado Ranuncio. - São José do Rio Preto : [s.n.], 2001.

141 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Lilian Cresti

Co-orientador: José Sabino

Tese (Graduação) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia animal. 2. Ranuncios aquáticos. 3. Rãs - Cerrado - Brasil. 4. Fauna de água doce. 5. Rãs híbridas. I. Cresti, Lilian. II. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. III. Título.

CDD - 574.5

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
Campus de São José do Rio Preto - UNESP**

Banca Examinadora

Profª Drª Lilian Casatti
UNESP – São José do Rio Preto
Orientadora

Profª Drª Maria Stela Maioli Castilho Noll
UNESP - Jaboticabal

Prof. Dr. Maurício Cetra
UFSCAR - Sorocaba

Profª Drª Virgínia Sanches Uieda
UNESP - Botucatu

Prof. Dr. Francisco Langeani Neto
UNESP – São José do Rio Preto

São José do Rio Preto, 08 de abril de 2011.

**DESDE AQUELES FATÍDICOS DIAS CAMINHO EM
BUSCA DE PROVAS DE QUE AINDA ESTOU VIVO....**

**ACHO QUE ACABO DE ENCONTRAR MAIS
UMA ...**

Dedico a todos aqueles que conhecem suas buscas

Agradecimentos

Agradeço primeiramente à professora, orientadora e amiga Lilian Casatti, figura indispensável para a realização deste estudo. Nossa relação, sempre baseada em sinceridade, ética e respeito, foi indispensável para meu crescimento pessoal e profissional. Obrigado Professora, Lilics, Lala, Lilis!

Agradeço as agências de fomento FAPESP (bolsa de doutorado – processo 2007/05400-6), CNPq e Projeto Peixes de Bonito. Ao IBAMA pela liberação das coletas dentro das unidades de conservação (licença n. 11469-1, 27/11/2007).

Gostaria também de agradecer imensamente a todas as pessoas que me ajudaram na coleta de dados: Cristiane Ferreira, Luis Gustavo Gorgato (Nicolau), Fabrício Teresa Barreto (Xico), Delcero (Del), Erik Tedesco, Gustavo Henrique (Batatais), Ângelo Mazotti, André Luiz (Super vick), Vitor Hugo Mendonça do Prado, Lilian Casatti, Daniel Xavier, Lucas Montelo, Otavio Augusto (Nada), Camilo Roa Fuentes, Thiago (Toyoyo), Monica Ceneviva Bastos (Mô), Rosenele, Carlos, Fernandinha e Manuela. Ao pessoal da ONG Neotropica do Brasil por direcionamentos e apoio logístico, principalmente à figura da Dra. Vivian Ribeiro Baptista Maria. Em especial gostaria de agradecer à Cristiane Ferreira e Camilo Roa pela ajuda na coleta dados de dieta, vocês fizeram um excelente trabalho. À Monica Ceneviva e Gustavo Henrique pela ajuda na identificação dos invertebrados, sem vocês o capítulo quatro não existiria.

Ao Prof. José Sabino pelo apoio logístico e financeiro nas etapas iniciais da campanha e por pitadas de inspiração fotográfica. Ao fotografo profissional Daniel W. Xavier pela excelente produção de material fotográfico das unidades amostrais. Aos Profs. Drs. Francisco Langeani Neto e Pitágoras da Conceição Bispo pela ajuda na

confirmação taxonômica dos exemplares de peixes e macroinvertebrados respectivamente.

Sou também muito grato aos proprietários e moradores das áreas amostradas, que não pouparam esforços em me ajudar. Na bacia do Paraguai / Serra da Bodoquena: Ecochácara Santa Lucia – Srs. Adão e Roberval, Fazenda Rancho Branco – Srs. José Carlos e Bernardo, Sr. Faete, Sr. Jorge, Sra. Chantal; na bacia do São Francisco / Serra da Canastra: Sr. Zezico, Sr. Joaquim Evaristo, Sr. Nilson, Sr. Elmo, Sr. Vitor e Sra. Fátima; na bacia do Paraná / Cassilândia: Sr. Joaquim, Sr. Valdir e Dona Celestrina.

Aos diretores e funcionários dos parques nacionais das Emas, Canastra e Bodoquena, por orientações em campo, mapas e disponibilização de alojamentos, na figura de seus gestores e funcionários. Parque nacional da serra da Bodoquena: Adílio Miranda e Alexandre de Matos; Parque nacional das Emas: Marcos Cunha, Flávia Batista e Senhor Célio; Parque nacional da Serra da Canastra: Joaquim Maia Neto, Paola Vieira, Sr. Divandir e Sr. Gaspar.

Alguns agradecimentos pessoais: a Fabrício Barreto Teresa por toda ajuda braçal, intelectual e estatística, aprendi e ainda aprendo muito com você, seu rigor metodológico, sua paciência para explicar conceitos que domina tão bem, mas que outros como eu demoram a entender, muito obrigado pelas horas em campo sem comer e pelas horas ao telefone discutindo análises. À Cristiane Ferreira (Cris) por ter me mostrado do que realmente as mulheres são feitas, enfrentar todas as privações, medos, cobras, lagartos e insetos com muito mais coragem que muitos marmanjos. Em especial obrigado por me acompanhar no riacho Água Amarela naquele dia, nunca havia visto uma mulher com tanta vontade de matar. Ao Camilo Roa Fuentes, por me ensinar várias coisas boas com

seu jeito calmo e transparente. Ao Rafael Machado pela hospitalidade baiana em ambiente campo-grandense. Ao Otavio augusto (Nada), que tirou aquela cobra do meu caminho, nunca vou esquecer aquele dia, o último dia da última campanha e a jararaca quase estragou a festa.

À Flavia por não desistir de mim nunca, por salvar minha vida e lutar comigo por mim, por me agüentar na fase final de escrita, ler e criticar meus textos. Te amo de uma forma muito especial, nosso vínculo é muito maior do que você imagina. Aos meus pais por terem me feito naquele dia, sem aquela noite de amor eu não existiria. Mãe, obrigado (*in memorian*), pelos ensinamentos sobre a vida, sobre o amor e sobre responsabilidade, o aprendizado pelo exemplo é realmente a melhor forma de educar primatas.

Aos amigos da faculdade que sempre estiveram presentes mesmo quando distantes, Flávia Delella, Bá, Pipoca, Dani, Marcão, Xexéu, Junior, Julianas, Guizão, Tchoca, Vitão, Bituca e todos os outros que me esqueci por esta noite.

Um obrigado especial à Dona Inez, minha vó, minha véinha rezadeira, que apesar de saber da minha (não) crença nunca me poupou de um minuto de suas orações, que com certeza contribuíram muito na minha jornada. Muito obrigado por ter sido minha mãe durante todo esse tempo e espero que nossa trajetória juntos ainda seja muito longa. Ao Zé Luiz (meu pai), que mesmo prevendo o prejuízo que iria levar, me emprestou sua caminhonete para a realização desta empreitada. Queria que você soubesse que valeu a pena. Ao Leandro e a Daniela Romero, obrigado pela hospedagem e por terem permitido que eu acompanhasse a gravidez do meu afilhado. Obrigado pelo tempo maravilhoso que passamos juntos, foi mais que suficiente pra eu ter a certeza de que vocês são um só, que se completam e me completam. Ao Lucas, meu sobrinho e fiel escudeiro nos trabalhos de

campo e nas companhias de viagens. Ao Lelo, apelido só nosso, pela presença constante nos meus pensamentos mais bacanas e nas minhas risadas mais gostosas.

Foi um prazer conviver e aprender com todos vocês!

Apresentação de tese de doutorado

Para facilitar a organização da tese e privilegiar o processo de publicação dos resultados, ela foi dividida nas seguintes partes: introdução geral, metodologia geral, quatro capítulos e um apêndice. Na introdução e metodologia gerais estão apresentados o problema, os objetivos, a descrição da área e detalhes sobre as amostragens. Cada capítulo proposto será publicado independentemente, preferencialmente em revistas diferentes. A última parte da tese é composta por um Apêndice onde as variáveis estruturais físicas, químicas e físico-químicas são apresentadas e comparadas.

Etapas de desenvolvimento da tese

A presente tese é a realização de uma idéia conjunta e de um investimento pessoal e profissional. Contou com a contribuição de diversas pessoas como citado anteriormente e todas as conclusões são resultado de um processo de discussão entre orientado e orientadora, embora a responsabilidade por todas as informações contidas aqui e por todas as decisões tomadas durante a execução da tese tenha sido inteiramente minha.

O principal motivador da realização deste estudo foi a curiosidade em se entender a influencia dos processos ecológicos em larga escala, procurando por influências sazonais, espaciais e estruturais. Nosso esforço se focou na tentativa de entender quão diferente são as comunidades aquáticas em áreas de Cerrado brasileiro submetidos a diferentes contextos biogeográficos e conservacionistas.

A sua idealização teve inicio em meados de 2007 antes do ingresso no programa de pós-graduação em março de 2008. O projeto inicial, que previa a comparação de atributos ecológicos de comunidades em áreas com diferentes tipos de impactos ambientais na região da Serra da Bodoquena (bacia do alto Paraguai), foi aprovado no CNPq e também teve apoio do projeto Peixes de Bonito, porém sem a concessão de uma bolsa de doutorado. Durante o primeiro ano, entre consultorias ambientais e trabalhos de *free-lancer*, o cumprimento dos créditos foi concluído. Em maio de 2009 a bolsa de doutorado foi aprovada e os valores adicionais provenientes da reserva técnica permitiram que os objetivos fossem ampliados para a realização de estudos em mais duas diferentes bacias, a do São Francisco e do Paraná. Durante um ano, até abril de 2010, as

seis campanhas de campo foram realizadas. Cada uma delas consistia em uma viagem com cerca de 30 dias consecutivos em campo, rodando cerca de 6.000 km, passando por todas as bacias.

O objetivo inicial previa apenas o teste de hipóteses referentes à comunidade íctica. Porém, durante a etapa de coleta de dados, percebemos a oportunidade singular de amostrar também as comunidades de macroinvertebrados, ampliando, desta forma, o leque de possibilidades deste trabalho. Assim, optamos por inserir em nossas análises uma caracterização de comunidades de macroinvertebrados bentônicos conhecidos como indicadores (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera - EPT), de modo a aumentarmos a resolução de nossas análises e adentrarmos em um novo campo de pesquisa.

Em setembro de 2009, minha aprovação em um curso internacional de estatística foi interrompida pelo surto de gripe suína. Dois meses entre hospital, UTI e repouso forçado me deram bastante tempo para controlar a ansiedade e traçar as metas que me trouxeram até aqui. Em setembro de 2010: convocação para concurso público para professor no Instituto Federal de Alagoas; em abril de 2011: revisão dos objetivos pessoais e reta final da tese, fechamento do trabalho e resumo profissional dos últimos quatro anos.

CONTEÚDO

Resumo da Tese	1
1. Introdução geral	2
2. Material e métodos	4
2.1. Áreas de estudo	4
2.2. Desenho amostral	6
2.3. Descritores dos ambientes	13
2.3.1. Amostragem de descritores físico-químicos	13
2.3.2. Amostragem de descritores hidrológicos	14
2.3.3. Amostragem de descritores da estrutura interna	15
2.3.4. Meso-habitats	15
2.3.5. Componentes da estrutura externa (ecótono)	16
3. Referências bibliográficas	19
Capítulo 1 – Ictiofauna em riachos de Cerrado: composição, estrutura e conservação	21
Resumo	22
1. Introdução	23
2. Material e métodos	25
2.1. Coleta dos peixes	25
2.2. Análises dos dados	26
3. Resultados	29
4. Discussão	42
5. Referências bibliográficas	49
Capítulo 2 – Estrutura trófica da ictiofauna de riachos em áreas de Cerrado	55
Resumo	56
1. Introdução	57
2. Material e métodos	59
2.1. Coleta dos peixes	59
2.2. Análise dos conteúdos estomacais	60
2.3. Análise dos dados	61

3. Resultados	64
4. Discussão	75
5. Referências bibliográficas	79
Capítulo 3 – Conexões entre peixes e micro-habitats em riachos de Cerrado: estruturas chave do ambiente e convergência no uso do nicho trófico	84
Resumo	85
1. Introdução	86
2. Material e métodos	88
2.1. Coleta de dados	88
2.2. Análise dos dados	92
3. Resultados	94
4. Discussão	101
5. Referências bibliográficas	106
Capítulo 4 – Estrutura de comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em riachos de Cerrado	111
Resumo	112
1. Introdução	113
2. Material e métodos	115
2.1. Coleta, triagem e identificação dos macroinvertebrados	115
2.2. Análise dos dados	116
3. Resultados	118
4. Discussão	131
5. Referências bibliográficas	136
Conclusões da Tese	141
APÊNDICE I	

Resumo da tese

O Cerrado, um complexo vegetacional megadiverso, distribuído praticamente por todo Brasil Central, apresenta áreas de cabeceira e abrange os divisores de água de grandes bacias hidrográficas, com destaque para as bacias do Paraguai, Paraná e São Francisco. Os ambientes aquáticos deste bioma têm sido alvo de intensa modificação estrutural, particularmente em função de atividades agropecuárias, que dentre outros impactos causam grandes alterações de hábitat. A realidade científica no que tange a conservação brasileira tem crescido muito nas últimas décadas, mas ainda é incipiente se levarmos em conta a relação espécie-área que o país possui. Esta tese tem como principal objetivo descrever padrões ecológicos em comunidades aquáticas no Cerrado brasileiro, procurando diferenças espaciais, temporais e quanto ao grau de conservação. No primeiro capítulo a estrutura quali-quantitativa das comunidades de peixes e suas relações com o ambiente foram comparadas nas bacias hidrográficas do alto Paraguai, Paraná e São Francisco. Foram encontradas diferenças na estrutura das comunidades nas três bacias, relacionadas aos padrões de abundância, riqueza, diversidade beta e influência de componentes ambientais. No segundo capítulo, a estrutura trófica das comunidades de peixes foi comparada entre cada uma das bacias, e os resultados mostram uma relativa semelhança na composição e distribuição das guildas tróficas. O terceiro capítulo descreve como as comunidades de peixes se distribuem no espaço e um total de 74 horas de observação foram empregados nas três bacias para determinar a relação de importância entre porções do hábitat e as comunidades de peixes. Distintas porções de hábitat aparecem em cada uma das bacias, porém as dimensões bentônica e lateral dos corpos d'água emergiram como padrões de uso gerais para todas as áreas. No quarto e último capítulo, aspectos da estrutura das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) foram comparados espacialmente, temporalmente e quanto ao grau de conservação, métricas frequentemente utilizadas em biomonitoramento também foram testadas. Como resultados foi possível observar variações nos atributos ecológicos testados entre as bacias e estações do ano e praticamente nenhuma das métricas de biomonitoramento testadas foi capaz de discriminar as áreas mais e menos preservadas.

Palavras chave: Bacias hidrográficas, peixes de água doce, dieta, EPT, uso de hábitat.

1. Introdução geral

A utilização dos ecossistemas por populações humanas tem aumentado rapidamente, sendo a principal causa da perda de espécies (Vitousek et al. 1997). Em ecossistemas aquáticos, tais atividades incluem o uso das áreas ripárias, que promovem alteração de processos físico-químicos e estruturais (Wohl & Carline 1996) e o aumento da demanda de água para usos domésticos e agropecuários (Saunders et al. 2002). Neste contexto, os cursos d'água têm sido submetidos à liberação de poluentes, alterações físicas de hábitat e mudanças em aspectos hidrológicos básicos que exercem uma profunda e quase sempre negativa influência nas comunidades de peixes e macroinvertebrados (Araújo 1998).

No Brasil, a transformação antrópica tem o potencial de produzir grandes perdas de biodiversidade, dado o tamanho e a complexidade dos biomas e esta situação se torna mais grave em vista das limitações das áreas protegidas, que em geral são pequenas e concentradas em poucas regiões (Brasil 2002).

Devido às dimensões geográficas e a disponibilidade de recursos naturais, o Cerrado brasileiro e os ecossistemas a ele associados tem sido um dos principais alvos das referidas alterações ambientais. A desordenada ocupação humana, nas suas mais variadas formas, tem transformado esse bioma em uma paisagem cada vez mais fragmentada, representada por ilhas inseridas em uma matriz de agroecossistemas (Padovesi-Fonseca 2006).

Nesse contexto, o conhecimento de aspectos básicos das comunidades aquáticas e a distribuição de táxons podem ter reflexos diretos no entendimento de padrões ecoregionais e no refinamento de técnicas de avaliação de impactos. Assim, é fundamental que se conheça a estrutura das comunidades biológicas de ambientes aquáticos e se as alterações no ambiente são perceptíveis no nível de comunidade.

Devido à dimensão geográfica e conceitual do Cerrado e levando-se em consideração diferenças espaciais, sazonais e relativas ao estado de conservação, esta Tese teve o objetivo principal de avaliar aspectos da estrutura de comunidades de riachos (em especial peixes e macroinvertebrados) nas bacias hidrográficas do alto Paraná, alto Paraguai e alto São Francisco, bem como determinar relações entre a comunidade íctica e componentes de micro-habitat e testar atributos das comunidades de macroinvertebrados bentônicos comumente utilizados em biomonitoramento.

Foram traçados quatro objetivos específicos, que serão detalhados em cada um dos capítulos: (i) descrever e comparar atributos da estrutura das comunidades de peixes nas três bacias hidrográficas durante os diferentes períodos sazonais e diferentes graus de conservação (áreas mais e menos preservadas); (ii) descrever a dieta dos peixes e avaliar alterações na estrutura trófica das comunidades ícticas entre as bacias hidrográficas e entre as áreas mais e menos preservadas; (iii) comparar o uso de estruturas do habitat e sua importância relativa para a ictiofauna nas três bacias hidrográficas; (iv) descrever e comparar atributos da estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) nas três bacias hidrográficas, durante os diferentes períodos sazonais, considerando-se os diferentes graus de conservação. Assim, acreditamos que o presente estudo contribuirá com o conhecimento acerca da fauna aquática em unidades de conservação brasileiras e seu entorno, necessidade esta frequentemente citada em planos de manejo (Ibama 2004, 2005), e gerará conhecimento para avaliações ambientais mais precisas.

A seguir, serão apresentadas as descrições das áreas de estudo e os métodos de coleta que foram comuns a todos os capítulos.

2. Material e métodos

2.1. Áreas de estudo

O Cerrado brasileiro ocupa mais de 2.000.000 km² de área e representa 23% do território nacional, onde predominam os latossolos tanto em áreas sedimentares quanto em terrenos cristalinos (Ab'Saber 1983). Trata-se de um mosaico vegetacional composto por diversas fitofisionomias (Sano & Almeida 1998), que também abrigam nascentes e divisores de água de grandes bacias hidrográficas brasileiras, como as bacias do Paraná, Paraguai e São Francisco (Padovesi-Fonseca 2006). Segundo Nimer (1989), o clima do Cerrado é classificado como tropical chuvoso e caracteriza-se pela presença de invernos secos e verões chuvosos. A estação chuvosa se concentra no período de outubro a março e a estação seca entre abril e setembro. A precipitação média anual é da ordem de 1.500 mm e por conta da variação latitudinal e altitudinal, as temperaturas médias variam muito entre as regiões.

No atual contexto de exploração do Cerrado brasileiro, ainda restam áreas que preservam muitas das características paisagísticas originais do bioma e, por isso, têm potencial para servir como áreas de referência em estudos comparativos. No interior de unidades de conservação integral, como os Parques Nacionais (PARNAs) das Emas, da Serra da Canastra e da Serra da Bodoquena, é possível encontrar áreas de cabeceira das referidas bacias em excelente estado de conservação. Por outro lado, no entorno destas unidades são encontradas áreas em estágio inicial de degradação.

A área do PARNA Serra da Bodoquena, localizado no sudoeste do Estado do Mato Grosso do Sul, bacia do alto rio Paraguai (Willink et al. 2000), está associada a uma complexa combinação de processos geológicos e evolutivos, que marca a região como um sistema natural de elevada biodiversidade aquática e alto grau de endemismo (Sabino & Trajano 1997, Scremin-Dias et al. 1999, Sabino 2002, 2005).

Esta região é caracterizada como um maciço rochoso elevado com altitudes que variam de 450 a 650 m (Projeto RadamBrasil 1982).

A região do PARNA das Emas é dominada por planaltos esculpidos em sedimentos arenosos e derrames basálticos associados (Projeto RadamBrasil 1983a). O solo marcadamente arenoso é resultado da desagregação dos sedimentos arenosos do grupo Bauru. Faixas estreitas de rochas basálticas subjacentes são encontradas em todo o terreno. As unidades cenozóicas abrangem extensos capeamentos lateríticos sobre as chapadas, bem como aluviões arenosos, restritos às planícies de inundação dos cursos d'água (Projeto RadamBrasil 1983a). Esta região insere-se em um extenso planalto divisor de águas, onde os aquíferos presentes alimentam as bacias hidrográficas do Araguaia (ao norte), do Paraná (ao sul e leste) e do Paraguai (a oeste), sendo que os pontos amostrados neste estudo se concentram na parte alta da bacia do Paraná.

A região do PARNA Serra da Canastra é constituída por cristas, barras e vales adaptados às estruturas de direção NO-SE. As rochas na área são componentes do grupo Canastra, com filitos, sericita-xistos, quartzitos, micaxistos, e xistos calcíferos (Projeto RadamBrasil 1983b). Quanto ao sistema hidrográfico, a região abrange as porções de cabeceiras das bacias hidrográficas dos rios São Francisco e Paraná. A área de estudo será concentrada na porção alta da bacia do rio São Francisco, à jusante da Cachoeira Casca d'Anta. As características mais marcantes da região são a densa rede de drenagem, com inúmeros tributários e centenas de nascentes que alimentam os diversos cursos d'água (Ibama 2005).

2.2. Desenho amostral

De maio de 2008 a março de 2009 foram realizadas seis campanhas de campo, totalizando três amostragens no período seco e três no período chuvoso. Foram amostrados seis riachos na bacia do alto Paraguai (PG), seis na do alto São Francisco (SF) e sete na do alto Paraná (PN), totalizando 19 trechos de amostragem (Figura 1-4 e Tabela 1-3).

Em cada bacia foram escolhidos riachos de baixa ordem, nos quais foram selecionados trechos de 80 metros de extensão (unidades amostrais) segundo critérios de perenidade dos cursos d'água, acessibilidade, autorização por parte de proprietários, semelhanças entre trechos, variabilidade de ocorrência dos mesohábitats (poços, corredeiras e corredores) e exequibilidade das coletas (profundidade máxima inferior a 1,5 metros).

A dimensão espacial foi dada pelas amostragens nas diferentes bacias hidrográficas (PG – PN – SF) e a dimensão temporal foi avaliada segundo os períodos sazonais definidos por Nimer (1989) (seco – de outubro a março; chuvoso – de abril a setembro). O grau de conservação das áreas amostradas foi previamente definido em função dos valores do índice de integridade física do hábitat (PHI, Barbour et al. 1999, adaptado a áreas de cabeceira da bacia do Paraná por Casatti et al. 2006) e do tipo de matriz na qual o riacho estava inserido. Assim, riachos com os maiores valores de PHI e localizados em unidades de conservação ou próximos a elas foram considerados mais preservados (denominados “C”); riachos com os menores valores de PHI e em meio à pastagem ou distantes de PARNAs foram considerados relativamente menos preservados (denominados “D”) (Tabelas 1-3).

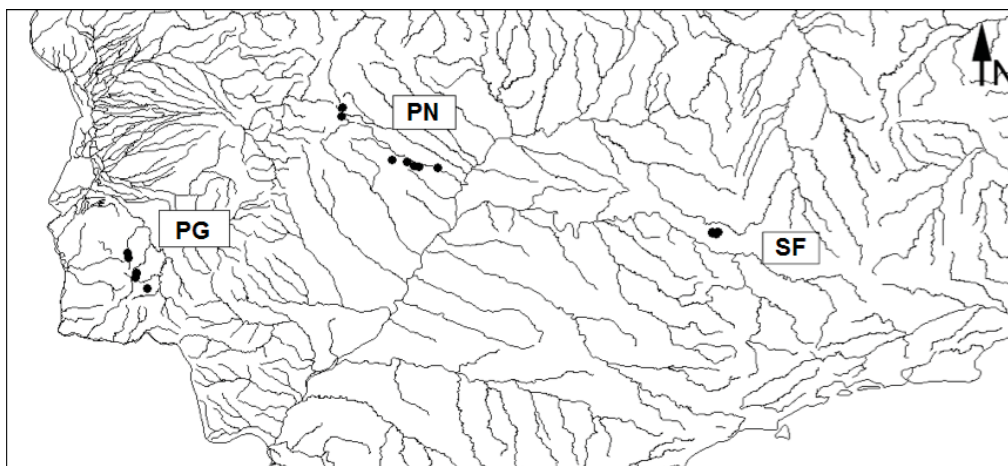


Figura 1. Localização dos trechos amostrados nas bacias hidrográficas do alto rio Paraguai, alto rio Paraná e alto rio São Francisco.

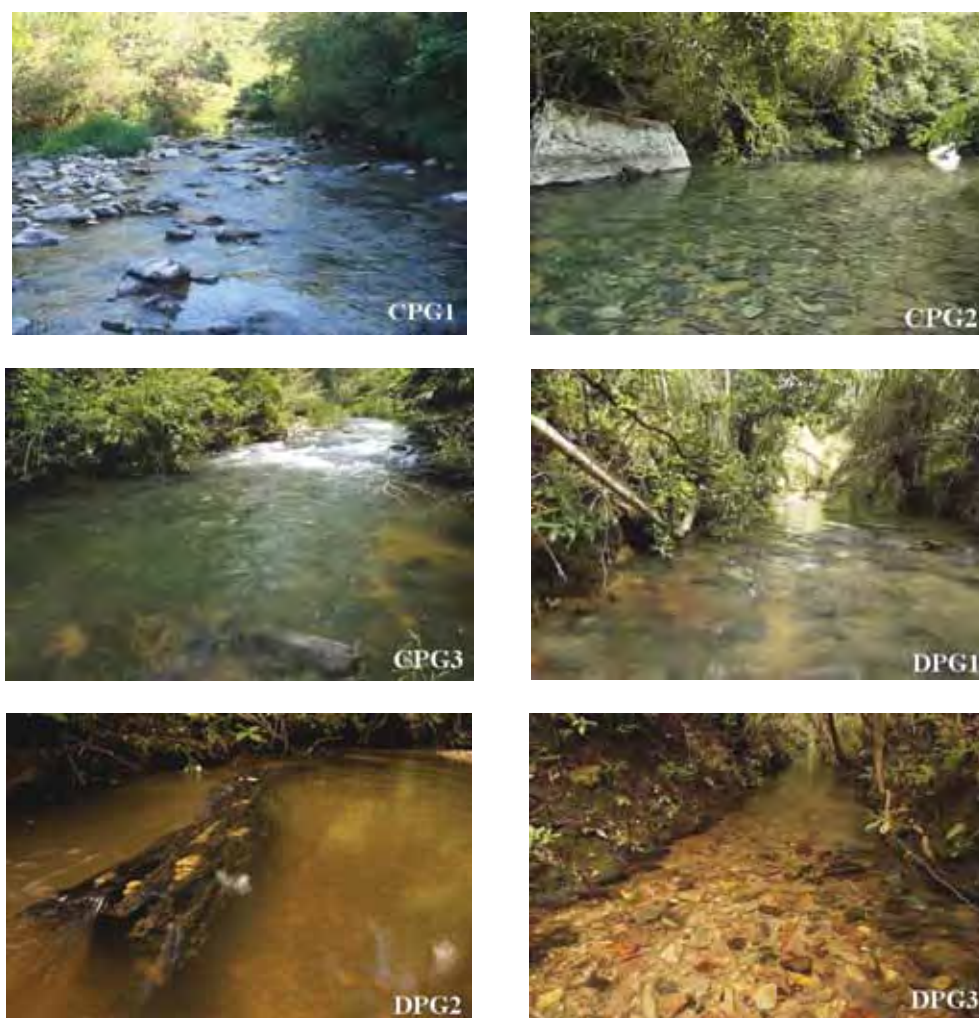


Figura 2. Vista geral dos trechos de riachos amostrados na bacia do alto rio Paraguai (PG). CPG 1 – Córrego Azul; CPG 2 – Córrego Salobrinha; CPG 3 – Córrego Taquaral; DPG 1 – Córrego Seco; DPG 2 – Córrego Mutum; DPG 3 – Córrego Olaria. Fotos: Daniel W. Xavier. Localidades consideradas mais preservadas (C) e localidades consideradas menos preservadas (D).



Figura 3. Locais de amostragem na bacia do alto Paraná (PN). CPN 1 – Córrego Glória; CPN 2 – Córrego Água Amarela; CPN 3 – Córrego Galheiro; DPN 1 – Córrego Grande MS; DPN 2 – Córrego Ritinha; DPN 3 – Córrego Cedro; DPN 4 – Córrego Indaiazinho. Fotos: Daniel W. Xavier. Localidades consideradas mais preservadas (C) e localidades consideradas menos preservadas (D).



Figura 4. Locais de amostragem na bacia do alto São Francisco (SF). CSF 1 – Córrego Luciano; CSF 2 – Córrego Cachoeirinha; CSF 3 – Córrego Grande MG; DSF 1 – Córrego Mandioca; DSF 2 – Córrego Cerrado; DSF 3 – Córrego Lavra. Fotos: Renato de Mei Romero. Localidades consideradas mais preservadas (C) e localidades consideradas menos preservadas (D).

Em cada um dos trechos foi realizada a avaliação dos descritores ambientais, levando-se em consideração aspectos físicos e químicos, hidrológicos, estruturais internos e estruturais externos (ecótono terra-água).

Tabela 1. Códigos dos trechos, localização, grau de conservação, PHI (Índice de integridade física do hábitat) e coordenadas dos locais amostrados na bacia do alto rio Paraguai (PG), no alto rio Paraná (PN) e alto rio São Francisco (SF). Localidades consideradas mais preservadas (C) e localidades consideradas menos preservadas (D).

Códigos	Córrego/ município/ Estado	Entorno	Grau de conservação	Largura média (m)	Profundidade média (cm)	PHI	Coordenadas dos riachos
CPG1	Azul / Bodoquena / MS	Parna Serra Bodoquena	+ Preservado	9,4	54,1	159	20°45'31,3"S 56°45'06,8"W
CPG2	Santa Maria / Bodoquena / MS	Parna Serra Bodoquena	+ Preservado	9,5	35	161	20°41'06,2"S 56°46'40,4"W
CPG3	Taquaral / Bonito / MS	Parna Serra Bodoquena	+ Preservado	6,4	32,2	177	20°06'13,7"S 56°38'00,3"W
DPG1	Seco / Bonito/ MS	Pastagem	- Preservado	5,1	34,7	140	21°02'06,4"S 56° 36'53,7"W
DPG2	Mutum / Bonito /MS	Pastagem	- Preservado	5,5	36	113	21°18'01,1"S 56° 26'07,7"W
DPG3	Olaria / Bonito / MS	Pastagem	- Preservado	3	34	145	21°01'46,9"S 56° 36'56,5"W
CPN1	Glória / Chapadão do Céu / MS	Parna Emas	+ Preservado	1,1	35	158	18°17'49,6"S 52°58'33,2"W
CPN2	Água Amarela / Chapadão do Céu / MS	Parna Emas	+ Preservado	1,1	44,5	165	18°07'57,7"S 53°00'33,0"W
CPN3	Galheiros / Cassilândia / MS	Reserva legal	+ Preservado	2,7	49,7	145	19°05'11,9"S 51°53'06,2 W

Continua

DPN1	Grande MS / Cassilândia / MS	Pastagem	- Preservado	5,6	51,3	69	19°11'16,8"S 51°28'29,8"W
DPN2	Ritinha / Cassilândia / MS	Pastagem	- Preservado	4,5	35	59	19°09'48,6"S 51°40'09,6"W
DPN3	Cedro / Cassilândia / MS	Pastagem	- Preservado	2,5	50	87	19°09'11,8"S 51°45'00,7"W
DPN4	Indaiazinho / Cassilândia / MS	Pastagem	- Preservado	5,7	30,6	115	19°03'00,2"S 52°08'54,6"W
CSF1	Luciano / São Roque de Minas / MG	Parna Serra da Canastra	+ Preservado	8,7	26,5	152	20°18'46,5"S 46°31'46,5"W
CSF2	Cachoeirinha / São Roque de Minas / MG	Reserva Legal	+ Preservado	9,1	50	147	20°19'27,3"S 46°32'15,3"W
CSF3	Grande MG / São Roque de Minas / MG	Reserva Legal	+ Preservado	6	26,9	147	20°20'25"S 46°27'56,2"W
DSF1	Mandioca / São Roque de Minas / MG	Pastagem	- Preservado	3,6	27,3	126	20°18'52,6"S 46°26'22,3"W
DSF2	Cerrado / São Roque de Minas	Pastagem	- Preservado	4,3	34,5	131	20°20'00,0"S 46°28'30,6"W
DSF3	Lavra / São Roque de Minas / MG	Pastagem	- Preservado	8,8	27,6	137	20°18'36,1"S 46°25'59,6"W

2.3. Descritores dos ambientes

2.3.1. Amostragem de descritores físicos e químicos

Em cada uma das unidades amostrais foram analisados os seguintes descritores limnológicos (Figura 5): oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade (mS/cm), pH, turbidez (NTU) e temperatura (°C), medidos com equipamento eletrônico Horiba®, modelo U-10. Adicionalmente, foi quantificada a transparência subaquática (metros), medida com uso do disco de Secchi na horizontal e a presença de odores (esgoto, produtos químicos) e espumas na água.

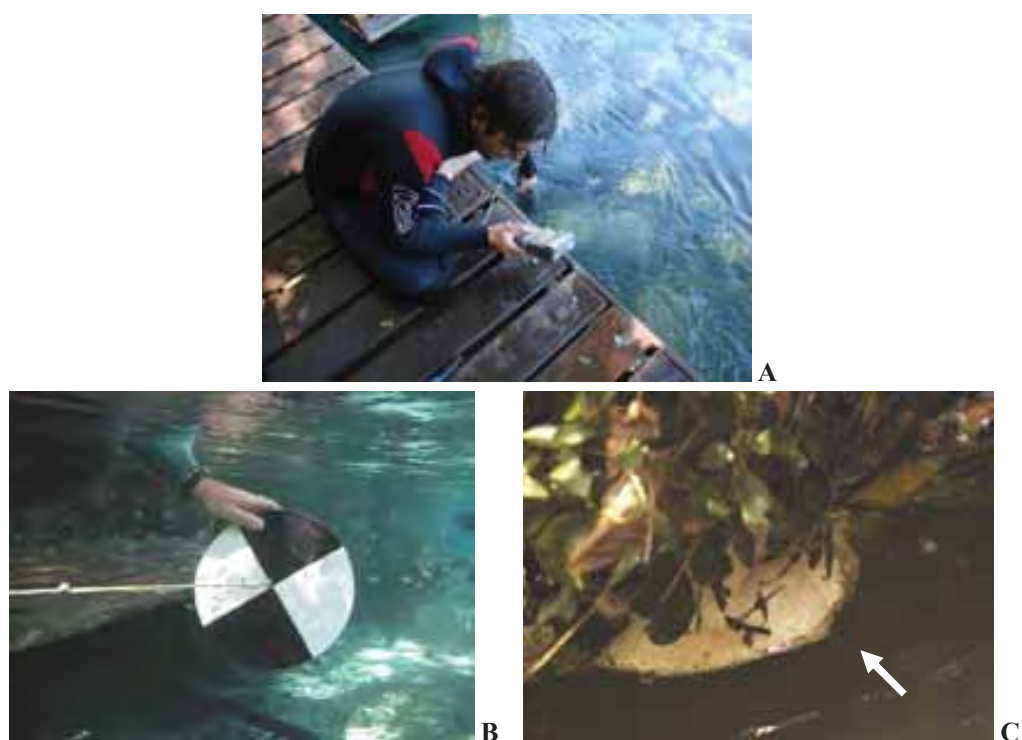


Figura 5. Amostragens de descritores físicos e químicos e limnológicos: A – Uso do equipamento para medição de oxigênio dissolvido, condutividade, pH, turbidez e temperatura, B – Avaliação da transparência subaquática da água por meio do uso de um disco de Secchi, C – Registro da presença de espuma na água (seta). Fotos: Renato M. Romero (A, B) e Daniel W. Xavier (C).

2.3.2. Amostragem de descritores hidrológicos

Cada um dos trechos amostrados foi dividido em nove transectos equidistantes (10 m) perpendiculares ao canal, que foram marcados com fitas permanentes junto às margens. Em cada uma das campanhas, em cada um dos nove transectos, foram medidas a largura do canal (m), a profundidade em sete pontos equidistantes (cm) ao longo do transecto, e a velocidade média da corrente (m/s). Esta última foi aferida em três réplicas na área de maior fluxo de cada transecto, a 50% da profundidade do canal, com o auxílio de um fluxômetro mecânico (Figura 6).



Figura 6. Amostragem da estrutura física interna: A – Fita indicando a demarcação de um transecto (seta), B – Procedimento de medição da largura do canal, C – Detalhe da estaca usada para aferir a profundidade, D – Detalhe do uso do fluxômetro mecânico para aferir a velocidade da corrente. Fotos: Daniel W. Xavier (A, B) e Renato M. Romero (C, D).

Por meio destas medidas foi calculada a área superficial (m^2), o volume (m^3), a vazão (m^3/s), a velocidade média máxima (m/s), a largura média (m) e a profundidade média (cm).

2.3.3. Amostragem de descritores da estrutura interna

Entende-se por descritores da estrutura interna todos os componentes estruturais do ambiente que aumentam a heterogeneidade do hábitat (Lassau & Hochuli 2004). Dessa forma, por meio de observações subaquáticas diretas, foi possível mapear a distribuição dos diferentes componentes de substratos e quantificá-los em termos de porcentagem do leito ocupado em cada secção. Estas avaliações foram realizadas em uma ocasião a cada período sazonal.

Os diferentes tipos de partículas e estruturas internas registradas nos riachos foram agrupados em categorias (silte/argila, areia, cascalho, seixo, rocha, laje, vegetação aderida, folhço, galhos grandes e troncos no fundo), sendo que as partículas de substrato foram classificadas conforme Cummins (1962). A vegetação enraizada (emergente ou submersa) e raízes submersas (Figura 7) não compõem o substrato diretamente, mas contribuem com o aumento da heterogeneidade espacial na coluna d'água e, por isso, estes componentes também foram estimados visualmente durante a realização das observações. Posteriormente, com a proporção obtida para cada componente, foram calculados índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e de equabilidade de Pielou (J).

2.3.4. Meso-hábitats

Os principais meso-hábitats que compõe os ambientes lóticos são corredeiras, poços e corredores (Rincón 1999). Corredeiras são áreas de fluxo rápido, baixa

profundidade e perfil inclinado; poços são caracterizados como áreas mais profundas, de baixa velocidade e acúmulo de sedimentos/matéria orgânica; corredores são ambientes com características intermediárias entre as duas situações (obs. pessoais). A proporção da extensão de cada um destes meso-habitats foi quantificada em cada unidade amostral em uma ocasião a cada período sazonal.

2.3.5. Componentes da estrutura externa (ecótono)

A porcentagem dos componentes estruturais que ocupam a área de ecótono (região de interface entre o ambiente aquático e o terrestre) também foi estimada visualmente em cada transecto, sendo eles: briófitas, pteridófitas, raízes finas em rede, raízes grandes expostas, gramíneas, angiospermas arbustivas e arbóreas, troncos caídos na margem, barrancos limpos de vegetação, rochas e demais substratos inorgânicos (Figura 8). Estas avaliações foram realizadas em uma ocasião a cada período sazonal. Posteriormente, com a proporção obtida para cada componente, foram calculados índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade de Pielou (J).

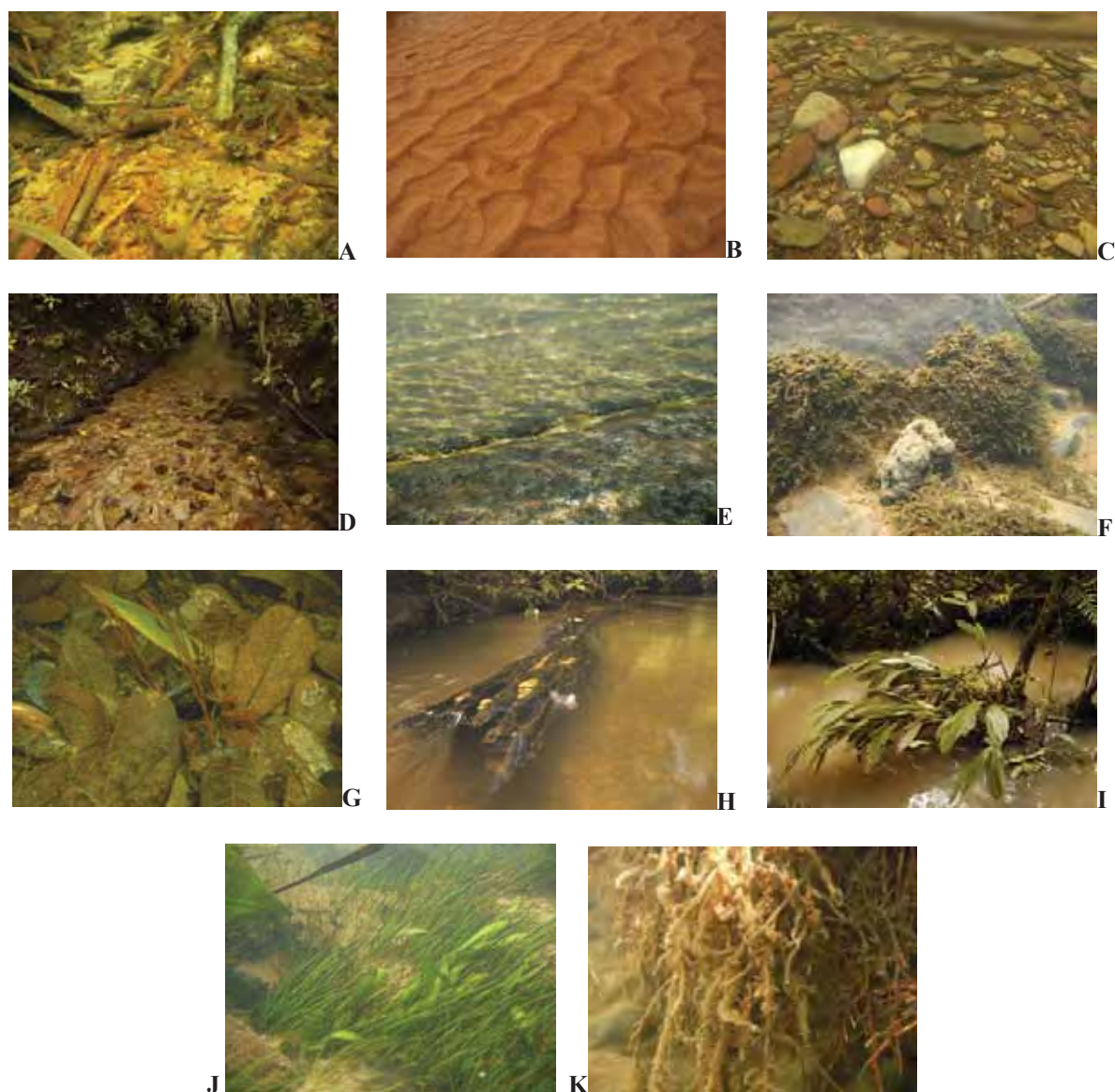


Figura 7. Componentes da estrutura interna avaliados. A – silte/argila, B - areia, C – seixo/cascalho, D – rocha, E – laje, F – vegetação aderida, G – folhiço, H – troncos no fundo, I – macrófitas emergentes, J – macrófitas submersa, K – raízes internas. Fotos: Daniel W. Xavier (B, C, D, G, H) e Renato M. Romero (A, E, F, I, J, K).



Figura 8. Componentes da estrutura de ecótono. A – briófitas, B – pteridófitas, C - raízes finas em rede, D – angiospermas arbóreas, E – raízes grandes expostas, F – angiospermas arbustivas, G – barranco limpo de vegetação, H – gramíneas, I – rochas. Fotos: Daniel W. Xavier (A, C, D, E, G, H) e Renato M. Romero (B, F, I).

3. Referências bibliográficas

- Ab'Saber, A. N. 1983. O domínio dos cerrados: introdução ao conhecimento. *Revista do Servidor Público*, 111: 41-55.
- Araújo, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Zoologia*, 58: 547-558.
- Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snider, B. D. & Stribling, J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. EPA 841-B-99-002, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Brasil, 2002. Biodiversidade Brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias, para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Brasília.
- Casatti, L.; Silva, A. M.; Langeani, F. & Castro, R. M. C. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 681-696.
- Cummins, K. H. 1962. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *The American Midland Naturalist*, 67: 477-504.
- Ibama, 2004. Plano de manejo do Parque Nacional das Emas (PNE/GO-MS-MT) – Levantamento de ictiofauna. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Brasília, 72p.
- Ibama, 2005. Plano de manejo do Parque Nacional da Serra da Canastra. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Brasília, 828p.
- Lassau, S. A. & Hochuli, D. F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27: 157–164.
- Nimer, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. IBGE, Rio de Janeiro, 422p.
- Padovesi-Fonseca, C. 2006. Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado. Pp. 415-429, In: Scariot, A.; Souza-Silva, J. C. & Felfili, J. M. (eds.), *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Brasília.
- Projeto Radambrasil, 1982. Levantamento de Recursos Naturais, MME V. 28, folha SE.21, Rio de Janeiro.

- Projeto RadamBrasil, 1983a. Goiânia – geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra, MME, V. 31, folha SE.22, Rio de Janeiro.
- Projeto RadamBrasil, 1983b. Levantamentos dos recursos naturais, V. 32, folhas SF.23/24, Rio de Janeiro-Vitória.
- Rincón, P. A. 1999. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. Pp. 23-90. In: Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. (eds). Ecologia de Peixes de riachos, série Oecologia Brasiliensis, vol. IV. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- Sabino, J. & Trajano, E. 1997. A new species of blind armoured catfish, genus *Ancistrus*, from caves of Bodoquena region, Mato Grosso do Sul, southwestern Brazil. *Revue française de Aquariologie*, 24: 73-78.
- Sabino, J. 2002. Planalto da Bodoquena: natureza em estado de graça. *Revista Os Caminhos da Terra*, ano 11, 125: 58-65.
- Sabino, J. 2005. Planalto da Bodoquena: no domínio das águas claras. *Revista Terra da Gente*, 9: 27-38.
- Sano, S. M. & Almeida, S. P. 1998. Cerrado: ambiente e flora. Editora Embrapa, Planaltina, 556p.
- Saunders, D. L.; Meuwijg J. J. & Vincent A. C. J. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16: 30-41.
- Scremin-Dias, E.; Pott, V. J.; Hora, R. C. & Souza, P. R. 1999. Nos Jardins submersos da Bodoquena: guia de identificação de plantas aquáticas de Bonito e Região. Editora da UFMS, Campo Grande, 160p.
- Vitousek, P. M.; Mooney, H. A.; Luchenko, J. & Melillo, J. M. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.
- Willink, P. W.; Chernoff, B.; Alonso, L. E.; Montanbault; J. R. & Lourival, R. 2000. A Biological Assessment of the Aquatic Ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *RAP Bulletin of Biological Assessment*, number 18. Conservation International, Washington, DC.
- Wohl, N. E. & Carline, R. F. 1996. Relations among riparian grazing, sediment loads, macroinvertebrates, and fishes in three central Pennsylvania streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(1): 260-266.

CAPÍTULO 1

Ictiofauna em riachos de Cerrado: composição, estrutura e conservação

Resumo

A estrutura da comunidade de peixes foi analisada, em 19 riachos da bacia do alto Paraguai (PG), Paraná (PN) e São Francisco (SF), com o objetivo de identificar diferenças sazonais (períodos seco e chuvoso), conservacionistas (áreas mais e menos preservadas) e a influência de fatores ambientais (hidrológicos, físicos e químicos, meso-hábitat, características da estrutura interna e do ecótono água-terra). Foi observada baixa similaridade entre as composições de espécies nas bacias ($CBS_{PG-PN}=0,14$, $CBS_{PN-SF}=0,23$, $CBS_{SF-PG}=0,11$). A abundância na bacia do PG ($x=389,5$) foi maior do que no PN ($x = 177,5$) e SF ($x = 167$); ANOVA, $p=0,01$. Nesta bacia, a abundância também foi maior no período seco do que no chuvoso (ANOVA $p=0,01$). A riqueza de espécies foi maior na bacia do PN do que nas demais. Análises da estrutura da comunidade (NMDS com agrupamento e ANOSIM) identificaram a formação de quatro grupos de riachos ($p=0,001$, $R=0,819$), sendo três deles explicados pelas diferenças entre bacias; o quarto grupo engloba riachos associados a uma fitofisionomia particular do Cerrado (buritizal). Não foram registradas diferenças significativas na riqueza e abundância, em cada uma das bacias, entre áreas mais e menos preservadas, nem quanto à sazonalidade. Nenhuma espécie foi indicadora de qualidade ambiental nas bacias do PG e SF, mas *Astyanax altiparanae* foi significativamente relacionada ao grupo de riachos menos preservados ($p=0,035$) na bacia do PN. A Análise de Correspondência Canônica revelou que a fauna de peixes respondeu diferentemente aos atributos ambientais em cada uma das bacias. Na bacia do PG, condutividade, fluxo e área superficial foram os atributos mais importantes para as comunidades de peixes; na bacia do PN turbidez, profundidade e % de corredeira tiveram um papel mais relevante; na bacia do SF, a % de poços e a diversidade ecotonal e interna foram de maior influência. Estes resultados mostram que os padrões na estrutura da ictiofauna em áreas de Cerrado são orientados pelas bacias hidrográficas. Cada uma destas bacias apresentou uma estrutura de comunidades distinta. Influências sazonais foram restritas à bacia do PG e influências dos estados de preservação não afetaram os atributos investigados.

Palavras chave: sazonalidade, bacias do Paraguai, Paraná e São Francisco, estrutura da ictiofauna

1. Introdução

Um dos objetivos centrais da ecologia de comunidades é entender os mecanismos e processos responsáveis pelas similaridades e diferenças encontradas na estrutura de comunidades biológicas (Angermeier & Karr 1982). O termo “estrutura” é amplamente utilizado para designar atributos quali-quantitativos das comunidades e refere-se, entre outros atributos, à composição taxonômica, à estrutura quantitativa (distribuição das abundâncias) e a suas relações com componentes do ambiente (Matthews 1998).

Muitos estudos têm se focado na identificação de padrões na estruturação de comunidades de peixes, em geral buscando apontar diferenças na estrutura quantitativa da comunidade em função de gradientes sazonais, conservacionistas e espaciais (Angermeier & Karr 1982, Oberdorff et al. 2001, Castro et al. 2003, Casatti 2005, Espírito-Santo et al. 2009). Outros estudos, entretanto, têm quantificado também a importância dos fatores abióticos na determinação das comunidades de peixes de riachos, particularmente fatores físicos e químicos (Barreto & Uieda 1998, Maher et al. 1999), estruturais do hábitat (Gorman & Karr 1978, Schlosser 1982, Grossman et al. 1998, Maddock 1999, Casatti et al. 2006a) e hidrológicos (Bain & Finn 1988, Poff & Allan 1995, Lamouroux et al. 1999, Lamouroux & Cattaneo 2006), trazendo avanços no debate científico de cunho teórico e prático.

A região Neotropical possui a mais diversificada fauna de peixes do planeta (Lundberg 1998) e a região Sul Americana é a maior sub-região zoogeográfica, com aproximadamente 60 famílias, centenas de gêneros e cerca de 5.000 espécies de peixes de água doce (Vari & Weitzman 1990). Apesar de possuir a ictiofauna mais diversificada do mundo, algumas bacias hidrográficas apresentam enormes lacunas de informações ecológicas e taxonômicas (Lévêque et al. 2008). Poucas informações

estão disponíveis sobre algumas áreas, em particular sobre o escudo cristalino brasileiro, que inclui áreas inseridas no bioma Cerrado e as regiões altas das bacias do Paraguai, Paraná e São Francisco (Ribeiro 2006), áreas consideradas insuficientemente estudadas em diversos aspectos (Langeani et al. 2007, Britski et al. 2007).

Nesse contexto, este capítulo tem como principal objetivo examinar a estrutura das comunidades de peixes de riachos nas bacias do alto Paraguai, alto Paraná e alto São Francisco (PG, PN e SC, respectivamente). O termo estrutura compreende aspectos qualitativos e quantitativos (composição, riqueza de espécies, abundância, diversidade e sua relação com parâmetros abióticos) da ictiofauna. Além da descrição geral da estrutura da ictiofauna das três bacias, foram testadas três hipóteses centrais:

H1: Não existem diferenças na estrutura da ictiofauna dos riachos entre as diferentes bacias hidrográficas;

H2: Não existem diferenças na estrutura da ictiofauna dos riachos entre áreas mais e menos preservadas em cada uma das três bacias hidrográficas;

H3: Não existem diferenças na estrutura da ictiofauna de riachos entre os períodos sazonais (seco e chuvoso) em cada uma das três bacias hidrográficas.

2. Material e métodos

A descrição das áreas de estudo e da coleta de variáveis ambientais dos riachos está apresentada na “Introdução geral” desta Tese.

2.1. Coleta dos peixes

Foram realizadas 36 amostragens na bacia do alto Paraguai, 36 na bacia do alto São Francisco e 42 na bacia do alto Paraná. Com intuito de isolar as unidades amostrais, o trecho de 80 metros era fechado à montante e à jusante por redes de bloqueio (5 mm de malha). Durante uma hora, dois coletores empregaram técnicas de coletas manuais, prezando pela melhor técnica para cada tipo de meso e micro-hábitat explorado. Para a coleta dos exemplares foram utilizadas redes de arrasto (malha 2 mm) e puçás (malha 2 mm) ao longo de todo o trecho. Os peixes coletados foram anestesiados (2,5 g de benzocaína em 5 L de água) e fixados em formol 10%. Em laboratório, os mesmos eram lavados e transferidos para solução de EtOH 70%. Todos os peixes coletados foram identificados seguindo as chaves de Britski et al. 1984, Britski et al. 2007 e Graça. & Pavanelli 2007, mas também tiveram a identidade taxonômica confirmada por especialista (Dr. Francisco Langeani) e foram depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica (DZSJRP) do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (IBILCE), UNESP, São José do Rio Preto, SP, sob os registros 11431-11651 (alto São Francisco), 11652-11932 (alto Paraná) e 11934-12205 (alto Paraguai). A coleta e o transporte dos peixes foram autorizados pelo IBAMA (licença nº11469-1, de 27/11/2007).

2.2. Análises dos dados

A eficiência amostral foi avaliada por meio dos estimadores de riqueza de espécies ICE (*Incidence-based Coverage Estimator*) e ACE (*Abundance-based Coverage Estimator*) utilizando o programa computacional EstimateS 7 (Colwell 2004). O estimador ICE calcula o fator de correção usando a incidência das espécies raras (aqui consideradas aquelas encontradas em até 10 amostragens, Lee & Chao 1994). Já o estimador ACE utiliza como fator de correção a abundância das espécies com até 10 indivíduos nas amostras (Chao et al. 1993).

Para quantificar a semelhança taxonômica entre as bacias hidrográficas foi calculado o coeficiente de semelhança biogeográfica (CSB) para espécies, gêneros e famílias. Este índice mede o compartilhamento de táxons entre pares e pode ser calculado pela seguinte fórmula (Magurran 2004): $(CSB = 2c / a + b)$, sendo c as espécies compartilhadas pela área A e B, a é o número de espécies da área A e b é o número de espécies da área B.

A riqueza e equabilidade da ictiofauna de cada riacho foram avaliadas por meio da construção das curvas do componente dominância (“*Whittaker plots*”) da diversidade, também conhecida como curva de importância de espécies (Pianka 1999). Essas curvas foram construídas com o logaritmo das abundâncias ($\log_{10} x + 1$) das espécies e comparadas com o padrão Log normal. As diferenças nas curvas de abundância das espécies “ranqueadas” entre as bacias hidrográficas foram testadas com o teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$).

Uma análise de variância (ANOVA fatorial para medidas repetidas) foi realizada para testar as diferenças na abundância da ictiofauna levando-se em consideração as bacias hidrográficas (PG, PN e SF), a sazonalidade (seca e chuva) e o estado de conservação (áreas mais e menos preservadas). Para os conjuntos de

variáveis dependentes (riqueza e abundância) que quebravam as premissas de normalidade e homocedasticidade, aplicou-se um procedimento de normalização (raiz quadrada). A normalidade foi avaliada graficamente (gráfico Normal “p-p plot”) e a homocedasticidade foi avaliada por meio do teste de Levene. Para identificar as diferenças nos grupos amostrais foram realizados testes *a posteriori* de Tukey. Todas as análises estatísticas univariadas foram conduzidas no programa Statistica 7 ($\alpha = 0,05$).

A riqueza de espécies foi comparada entre todas as bacias usando a técnica de rarefação (Simberloff 1972) no software estatístico BioDiversity Pro (McAleece et al. 1997).

A diversidade beta foi testada a partir do teste de dispersão multivariada que compara a dissimilaridade média (índice de Chao; Chao et al. 2005) de um riacho com o centróide do seu grupo (i.e. bacia hidrográfica). Este teste foi implementado no pacote "vegan" (Oksanen et al. 2011) no ambiente estatístico R (R Development Core Team 2011).

O padrão de variação das espécies nas bacias foi descrito por meio de uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica complementada por análise de agrupamento. A matriz de abundância foi primeiramente transformada pela raiz quarta, e em seguida convertida em uma matriz de similaridade (usando o coeficiente de Bray Curtis). Também foi verificada a relação desta matriz de similaridade com dois fatores independentemente (períodos sazonais e estados de conservação) por meio da análise de similaridade (ANOSIM). Esta análise é análoga à ANOVA e permite testar a hipótese nula de que não existem diferenças significativas entre os grupos de amostras relacionados aos fatores citados. Como resultado desta análise obtém-se um valor de p, um valor de R e uma distribuição aleatória com os valores de

permutação de R. Para que a hipótese nula seja rejeitada, o valor de R encontrado deve ficar fora desta distribuição (Clarke & Gorley 2006). Como a matriz de abundância de cada bacia hidrográfica é diferente, as comparações quanto ao estado de conservação e sazonalidade foram feitas para cada bacia separadamente. Estas análises foram conduzidas com o software PRIMER v6 ($\alpha = 0,05$).

Para identificar espécies indicadoras dos grupos de riachos mais e menos preservados foi empregada uma análise de espécies indicadoras, conduzida por meio do cálculo dos valores individuais (IV) para todas as espécies (Dufrene & Legendre 1997). Todos os valores foram submetidos ao teste de Monte Carlo (4.999 permutações) para verificar a distribuição não aleatória de espécies nas unidades amostrais. Espécies que mostram $p \leq 0.05$ puderam ser consideradas indicadoras dos grupos amostrais. O cálculo do IV e os testes estatísticos foram executados com o software PCOrd 5.10 (McCune & Mefford 2006).

Associações entre as assembléias de peixes e as variáveis ambientais foram quantificadas pela Análise de Correspondência Canônica - CCA (Ter Braak 1986) com as espécies que ocorreram em mais de três amostragens em todas as bacias, juntamente com dados ambientais previamente selecionados. A CCA é uma técnica de ordenação não linear especialmente desenvolvida para análises diretas das relações entre dados ecológicos multivariados (Ter Braak & Smilauer 2002). Dentre as opções disponíveis no software CANOCO 4.5 (Ter Braak & Smilauer 2002), a matriz de espécies sofreu transformação em raiz quadrada, não foi atribuída pesagem nem a espécies e nem às amostras; foi dado menor peso às espécies raras e a escala foi atribuída em função do gradiente de espécies.

3. Resultados

Foram coletados 9.165 exemplares de peixes, pertencentes a seis ordens, 19 famílias e 89 espécies. Nos riachos amostrados na bacia do alto Paraguai foram coletados 4.674 peixes pertencentes a 35 espécies, distribuídas em nove famílias das quais nenhuma delas foi exclusiva desta bacia (Tabela 1). A espécie mais abundante foi *Jupiaba acanthogaster*, representando 27% do total amostrado, seguido por *Ancistrus* sp. e *Characidium* gr. *fasciatum* (com 18 e 17 % dos exemplares coletados).

Na bacia do alto Paraná foram coletados 2.486 peixes pertencentes a 49 espécies, distribuídas em 19 famílias das quais oito foram encontradas exclusivamente nesta bacia (Tabela 2). A espécie mais abundante nesta bacia foi *Knodus moenkhausii*, representada em 42% das amostragens, seguida por *Astyanax fasciatus* em 11% das coletas.

Na bacia do alto São Francisco foram coletados 2.005 exemplares de 19 espécies distribuídas em oito famílias das quais nenhuma delas foi exclusiva (Tabela 3). A espécie mais abundante foi *Astyanax rivularis*, representando 49% de tudo que foi coletado, seguida por *Creagrutus vari* e *Harttia* cf. *novalimensis* (12 e 11% do coletado).

Os indicadores de riqueza baseados na incidência e abundância de espécies (ICE / ACE) indicaram a adição de quatro a cinco, de sete a oito e de três a oito espécies nas bacias do Paraguai, Paraná e São Francisco, respectivamente (Tabela 13 - 15 – Apêndice da Tese).

Das 89 espécies capturadas em todas as bacias, apenas três (*Characidium zebra*, *Characidium* gr. *fasciatum* e *Rhamdia quelen*) ocorreram nas três bacias hidrográficas. Entre as bacias do alto Paraná e alto Paraguai, seis espécies foram compartilhadas, sendo apenas três exclusivas entre as duas bacias (*Moenkhausia*

sanctaeofilomenae, *Parodon nasus* e *Synbranchus marmoratus*). O alto Paraná e alto São Francisco compartilham oito espécies, sendo cinco exclusivas entre essas duas bacias (*Apareiodon ibitiensis*, *Cetopsorhamdia iheringi*, *Creagrutus varii*, *Hoplias malabaricus* e *Piabina argentea*).

A ordem Characiformes foi predominante nas amostragens, tanto em abundância quanto em riqueza em todas as bacias. Esta ordem apresentou a maior riqueza nas bacias do PN e PG, mas apresentou riqueza similar à dos Siluriformes na bacia do SF.

Apenas duas espécies exóticas foram registradas, *Oreochromis niloticus* e *Poecilia reticulata*, sendo a primeira registrada na bacia do São Francisco e a segunda na bacia do Paraná, ambas em riachos categorizados como menos preservados.

Tabela 1. Lista taxonômica dos exemplares coletados na bacia do alto Paraguai.

Ordem Characiformes

Família Characidae

Subfamília Tetragonopterinae

Astyanax asuncionensis Géry, 1972*Astyanax lineatus* (Perugia, 1891)*Astyanax* sp. 1.*Astyanax marionae* Eigenmann, 1911*Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887)*Hyphessobrycon anisitsi* (Eigenmann, 1907)*Moenkhausia bonita* Benine, Castro & Sabino, 2004*Moenkhausia sanctaefilomenae* (Steindachner, 1907)*Creagrutus meridionalis* Vari & Harold, 2001*Jupiaba acanthogaster* (Eigenmann, 1911)*Piabarchus torrenticola* Mahnert & Géry, 1988*Piabarchus analis* (Eigenmann, 1914)

Subfamília Bryconinae

Brycon hilarii (Valenciennes, 1850)

Subfamília Cheirodontinae

Odontostilbe pequirá (Steindachner, 1882)*Serrapinnus calliurus* (Boulenger, 1900)

Subfamília Glandulocaudinae

Xenrobrycon macropus Myers & Miranda Ribeiro, 1945

Família Crenuchidae

Characidium zebra Eigenmann, 1909*Characidium* gr. *fasciatum* Reinhardt, 1867

Família Parodontidae

Parodon nasus Kner, 1859

Ordem Siluriformes

Família Heptapteridae

Subfamília Heptapterinae

Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)*Phenacorhamdia hoehnei* (Miranda Ribeiro, 1914)*Imparfinis* cf. *piperatus*. Eigenmann & Norris, 1900*Pimelodella gracilis* (Valenciennes, 1835)

Família Pseudopimelodidae

Pseudopimelodus pulcher (Boulenger, 1887)

Família Loricariidae

Subfamília Loricariinae

Loricaria prolixa (Isbrücker & Nijssen, 1978)*Farlowella paraguayensis* Retzer & Page, 1997*Rineloricaria lanceolata* (Günther, 1868)

Continua

Cont. Tab. 1

Subfamília Hypostominae

Hypostomus boulengeri (Eigenmann & Kennedy, 1903)*Hypostomus cochliodon* Kner, 1854*Hypostomus* sp. 1

Subfamília Ancistrinae

Ancistrus sp.

Ordem Perciformes

Família Cichlidae

Subfamília Cichlinae

Crenicichla lepidota Heckel, 1840*Cichlasoma dimerus* (Heckel, 1840)

Ordem Gymnotiformes

Família Gymnotidae

Gymnotus paraguensis Albert & Crampton, 2003

Ordem Synbranchiformes

Família Synbranchidae

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795

Tabela 2. Lista taxonômica dos exemplares coletados na bacia do alto Paraná.

Ordem Characiformes

Família Characidae

Subfamília Tetragonopterinae

- Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819)
Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000
Astyanax paranae Eigenmann, 1914
Bryconamericus stramineus Eigenmann, 1908
Creagrutus varii Ribeiro, Benine & Figueiredo, 2004
Moenkhausia sanctaefilomenae (Steindachner, 1907)
Knodus moenkhausii (Eigenmann & Kennedy, 1903)
Hasemanina hansenii (Fowler, 1949)
Hyphessobrycon herbertaxelrodi Géry, 1961
Hyphessobrycon sp. 1
Piabina argentea Reinhardt, 1867
Oligosarcus pintoii Amaral Campos, 1945
Hemigrammus marginatus Ellis, 1911

Subfamília Cheirodontinae

- Serrapinnus heterodon* (Eigenmann, 1915)
Serrapinnus notomelas (Eigenmann, 1915)
Serrapinnus sp.

Família Crenuchidae

- Characidium* gr. *fasciatum* Reinhardt, 1867
Characidium zebra Eigenmann, 1909
Characidium gomesi Travassos, 1956

Família Parodontidae

- Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879)
Apareiodon ibitiensis Amaral Campos, 1944
Parodon nasus Kner, 1859

Família Anostomidae

- Leporinus parannesis* Garavito & Britski, 1987

Família Lebiasinidae

- Pyrrhulina australis* Eigenmann & Kennedy, 1903

Família Erythrinidae

- Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)

Ordem Siluriformes

Família Trichomycteridae

- Paravandellia oxyptera* Miranda Ribeiro, 1912

Família Auchenipteridae

- Tatia neivai* (Ihering, 1930)

Família Cetopsidae

Continua

Cont. Tab. 2

Cetopsis gobioides Kner, 1858

Família Heptapteridae

Imparfinis mirini Haseman, 1911
Imparfinis schubarti (Gomes, 1956)
Imparfinis borodini Mees & Cala, 1989
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)
Cetopsorhamdia iheringi Schubart & Gomes, 1959
Pimelodella avanhandavae Eigenmann, 1917

Família Pseudopimelodidae

Microglanis garavelloei Shibatta & Benine, 2005

Família Loricariidae

Subfamília Hypoptopomatinae

Hisonotus francirochai (Ihering, 1928)
Hisonotus insperatus Britski & Garavello, 2003

Subfamília Hypostominae

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)
Hypostomus sp. 2
Rineloricaria sp.

Família Callichthyidae

Corydoras aeneus (Gill, 1858)
Aspidoras fuscoguttatus Nijssen & Isbrücker, 1976

Ordem Perciformes

Família Cichlidae

Subfamília Cichlinae

Crenicichla britskii Kullander, 1982

Ordem Gymnotiformes

Família Gymnotidae

Gymnotus carapo Linnaeus, 1758

Família Sternopygidae

Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1836)
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)

Ordem Cyprinodontiformes

Família Poeciliidae

Poecilia reticulata Peters, 1859

Família Rivulidae

Rivulus pictus Costa, 1989

Ordem Synbranchimorfes

Família Synbranchidae

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795

Tabela 3. Lista taxonômica dos exemplares coletados na bacia do alto São Francisco.

Ordem Characiformes
Família Characidae
Subfamília Tetragonopterinae
<i>Astyanax rivularis</i> (Lütken, 1875)
<i>Creagrutus varii</i> Ribeiro, Benine & Figueiredo, 2004
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867
Família Crenuchidae
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909
<i>Characidium gr. fasciatum</i> Reinhardt, 1867
Família Parodontidae
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)
<i>Parodon hilaarii</i> Reinhardt, 1867
Família Erythrinidae
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)
Ordem Siluriformes
Família Trichomycteridae
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> Lütken, 1874
<i>Trichomycterus reinhardti</i> (Eigenmann, 1917)
<i>Trichomycterus variegatus</i> Costa, 1992
Família Heptapteridae
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959
Família Loricariidae
Subfamília Hypoptopomatinae
<i>Microlepidogaster</i> sp.
Subfamília Loricariinae
<i>Harttia</i> cf. <i>novalimensis</i> . Oyakawa, 1993
Subfamília Hypostominae
<i>Hypostomus</i> sp. 3
Subfamília Neoplecostominae
<i>Neoplecostomus franciscoensis</i> Langeani, 1990
Ordem Perciformes
Família Cichlidae
Subfamília Cichlinae
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)

Quando comparadas em nível de espécie, as bacias do PN e SF são mais similares em composição; porém, em nível de gênero, a maior semelhança se deu entre as bacias do PN e PG. No nível de família, todas as bacias apresentam valores semelhantes para o coeficiente de semelhança biogeográfico (CSB) (Tabela 4).

Tabela 4. Coeficientes de semelhança biogeográficas nos níveis de espécie (CSB_S), gênero (CSB_G) e família (CSB_F), entre as bacias hidrográficas do alto Paraguai (PG), alto Paraná (PN) e alto São Francisco (SF).

Bacias hidrográficas	CSB_S	CSB_G	CSB_F
PN – PG	0,14	0,47	0,62
PN – SF	0,23	0,38	0,59
PG – SF	0,11	0,29	0,66

A curva de importância de espécies (Figura 1) indicou que, apesar das espécies dominantes em cada uma das bacias serem diferentes, o padrão de distribuição das abundâncias foi estatisticamente semelhante ($p = 0,2221$), ajustando-se ao padrão log-normal.

A abundância média foi diferente entre as bacias hidrográficas, porém esta diferença recebeu influência dos estados de conservação e dos períodos do ano (Tabela 5). Áreas mais preservadas da bacia do PG apresentaram maior abundância do que áreas mais preservadas nas bacias do PN e SF ($p = 0,01$, para ambas). A abundância também foi mais elevada nos períodos secos em comparação aos chuvosos, embora apenas na bacia do PG ($p = 0,01$). Em nenhuma bacia houve diferença significativa de abundância entre áreas mais e menos preservadas (Tukey: PG – $p = 0,55$; PN – $p = 0,47$; SF – $p = 0,55$).

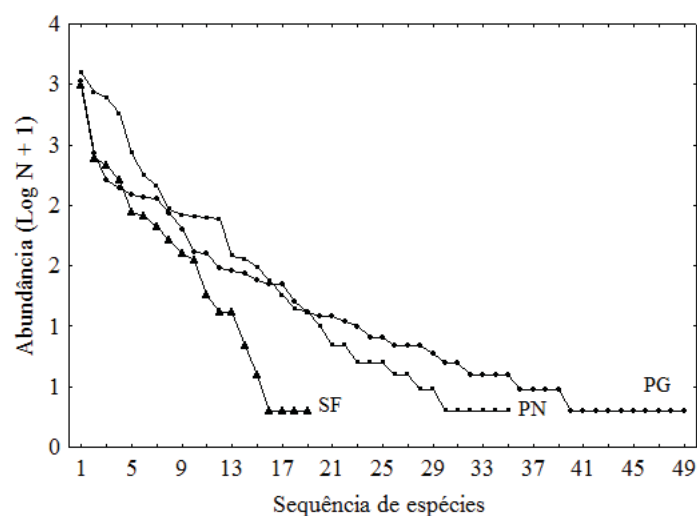


Figura 1. Curvas de importância de espécies mostrando a distribuição das dominâncias nas três bacias hidrográficas. PG – alto Paraguai, PN – alto Paraná, SF – alto São Francisco.

Tabela 5. Resultados da ANOVA fatorial para medidas repetidas de abundância média entre bacias hidrográficas, estados de conservação e períodos sazonais. SQ: soma dos quadrados; GL: graus de liberdade; MQ: média dos quadrados; F = valor do teste F; p = nível de significância do teste.

Atributos	FV	SQ	GL	MQ	F	p
Abundância	Bacia	360,61	2	180,30	6,637	0,01
	Estado de conservação	28,02	1	28,02	1,031	0,32
	Bacia * Estado	216,71	2	108,35	3,988	0,04
	Erro	353,16	13	27,16		
	Período	8,16	1	8,16	4,673	0,05
	Período* Bacia	20,36	2	10,18	5,828	0,01
	Período* Estado	6,42	1	6,42	3,675	0,07
	Período* Bacia * Estado	6,97	2	3,48	1,994	0,17
	Erro	22,71	13	1,74		

Para a riqueza de espécies, a análise de rarefação mostrou maiores valores na bacia do PN quando se fixa o valor da abundância coletada em 2.000 indivíduos (Figura 2). Quanto à diversidade beta, a bacia do PN apresentou os maiores valores (0,484), seguida pela bacia do PG (0,393) e pela bacia do SF (0,079) (Figura 3). Os testes *a posteriori* (teste de Tukey, $\alpha = 0,05$) mostraram que não houve diferença na

diversidade beta entre PN e PG ($p = 0.676$), mas que estas duas bacias foram diferentes da bacia do SF (PN-SF: $p = 0.004$; PG-SF: $p = 0.031$).

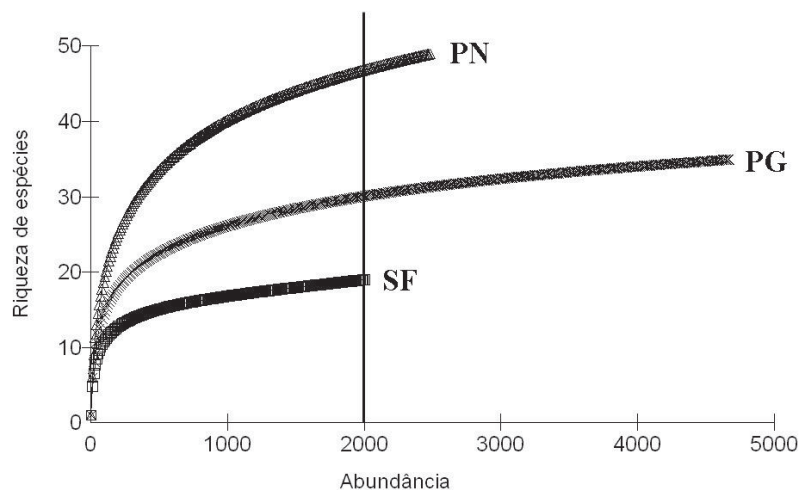


Figura 2. Curva de rarefação, conduzida com 50 aleatorizações, usando dados de abundância da fauna de peixes em cada uma das bacias (PN – Paraná, PG – Paraguai, SF – São Francisco).

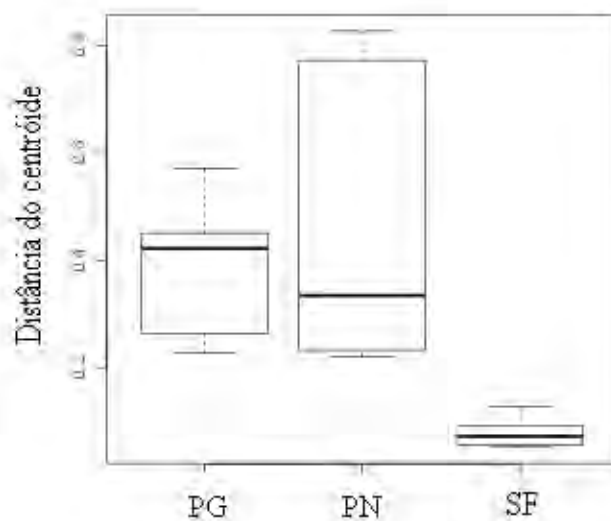


Figura 3. Distribuição dos valores da distância do centróide para as bacias do Paraguai (PG), Paraná (PN) e São Francisco (SF). Quanto maior a variação (caixa) em torno da mediana (traço horizontal), maior a diversidade beta.

Quando a distribuição das abundâncias de espécies foi avaliada como um todo, houve diferenças entre as três comunidades. Na Análise Multidimensional Não Métrica foram destacados quatro grupos principais (Figura 4), representando as diferentes bacias amostradas e mais um subconjunto pertencente à bacia do PN. O resultado da ANOSIM confirma a existência de diferenças na distribuição das abundâncias nas três bacias hidrográficas ($p = 0,001$, $R = 0,819$).

Não foram encontradas diferenças na distribuição das abundâncias de peixes entre os trechos mais e menos preservados em nenhuma das bacias (PG: $p = 0,40$, $R = 0,037$; PN: $p = 0,114$, $R = 0,463$; SF: $p = 0,20$, $R = 0,481$). Esta diferença também não foi verificada sazonalmente em nenhuma das bacias (PG: $p = 0,55$, $R = -0,017$; PN: $p = 0,001$, $R = 0,559$; SF: $p = 0,208$, $R = 0,024$).

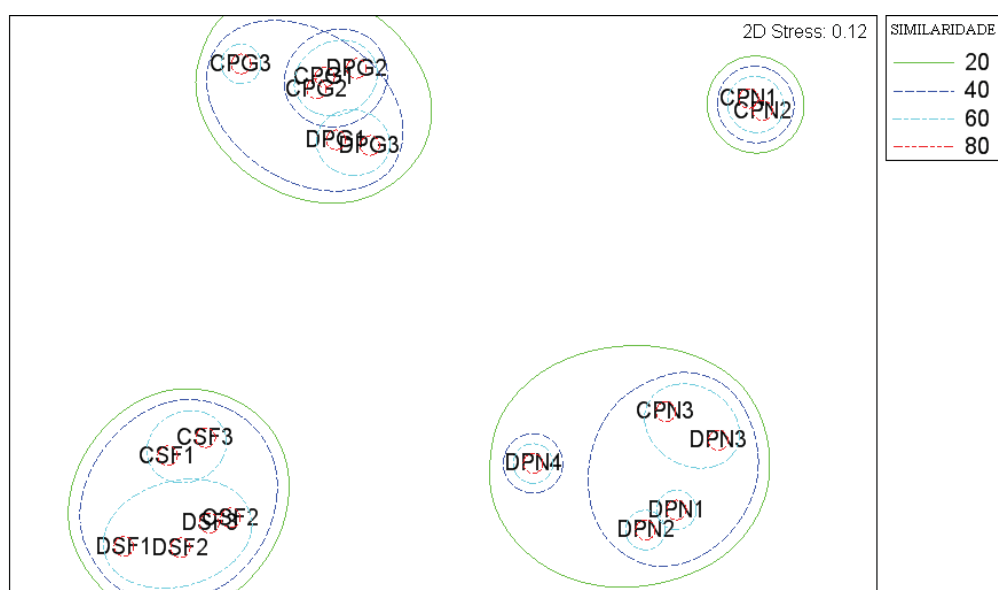


Figura 4. Projeção bidimensional dos eixos resultantes da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica com agrupamento, considerando a abundância da ictiofauna (coeficiente de similaridade de Bray Curtis) em trechos mais preservados (C) e menos preservados (D) das bacias hidrográficas do alto Paraná (PN), alto Paraguai (PG) e alto São Francisco (SF).

Não houve espécie indicadora significativamente associada ao estado de preservação nas bacias do PG e SC. Entretanto, na bacia do PN, a espécie *Astyanax altiparanae* foi significativamente associada ao grupo de riachos menos preservados ($p = 0,035$).

Os resultados da Análise de Correspondência Canônica, realizada com todas as espécies em todas as bacias, evidenciam a importância de características distintas para cada uma delas (Figura 5). Os dois primeiros eixos explicaram 61,5% das relações espécie-ambiente, sendo que a condutividade ($p = 0,002$) e a profundidade ($p = 0,002$) explicaram significativamente a estrutura da ictiofauna. Ainda, pôde-se considerar a influência de outros descritores que, embora não significativos no contexto da estrutura multidimensional, estiveram associados a determinados conjuntos de riachos, individualizados de acordo com as bacias hidrográficas.

Tabela 6. Variáveis selecionadas e respectivos valores de significância na análise de correspondência canônica (CCA).

Variáveis	LambdaA	P	F
Condutividade	0,89	0,002	3,68
Profundidade	0,81	0,002	3,89
H. ECO	0,42	0,076	2,18
% poço	0,47	0,064	2,72
área superficial	0,26	0,118	1,53
Turbidez	0,21	0,25	1,26
% corredeira	0,15	0,446	0,96
vazão	0,23	0,174	1,43
H. DI	0,22	0,166	1,46
% corredor	0,17	0,3	1,18

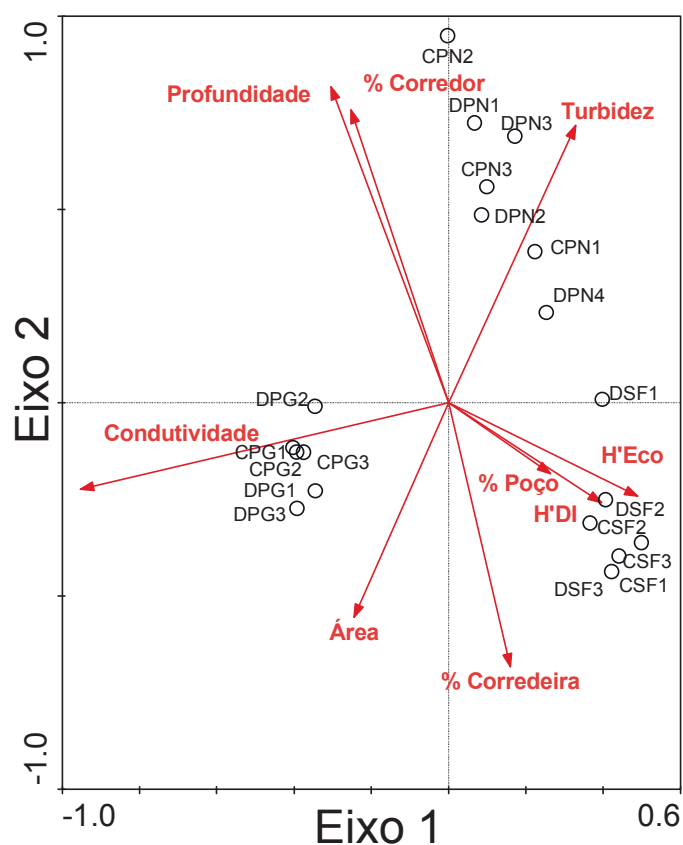


Figura 5. Projeção dos dois primeiros eixos gerados pela Análise de Correspondência Canônica, a partir dos dados de abundância das espécies registradas em trechos mais preservados (C) e menos preservados (D) das bacias hidrográficas do alto Paraguai (PG), alto Paraná (PN) e alto São Francisco (SF). Os dois primeiros eixos foram significativos ($p = 0,002$; 499 permutações). H'Eco = diversidade de ecótono água-ar, H'DI = diversidade interna de habitat.

4. Discussão

Levando-se em consideração que os estimadores de riqueza mostraram poucas discrepâncias entre a riqueza observada e a estimada, pode-se dizer que o conjunto de 89 espécies reflete bem a composição da ictiofauna de riachos nas cabeceiras das três bacias estudadas. Destas espécies, os caracídeos de pequeno porte, representados por *Jupiaba acanthogaster* (PG), *Knodus moenkhausii* (PN) e *Astyanax rivularis* (SF) foram as espécies dominantes nas amostragens de cada bacia isoladamente, reflexo da evidente influência deste grupo de peixes na estruturação da ictiofauna na região Neotropical (Castro 1999). Trata-se de um grupo marcadamente abundante nas bacias hidrográficas brasileiras, sendo seus representantes quase sempre as espécies dominantes em ambientes de riacho (Buckup 1999). Todas as espécies em questão são caracterizadas por tamanho reduzido, ciclo de vida curto (Castro 1999) e hábitos alimentares predominantemente onívoros (Barbieri 1992, Ceneviva-Bastos & Casatti 2007), que são características que favorecem sua dominância em ambientes lóticos.

Apesar de apresentarem baixa frequência e abundância, as espécies exóticas representam uma constante ameaça à diversidade biológica local (Townsend 2003, Casatti et al. 2009). A espécie *Poecilia reticulata* é bem comum em riachos da bacia do PN, sendo frequentemente associada a riachos menos preservados (Casatti et al. 2009). A espécie *Oreochromis niloticus*, por sua vez, tem sido intensamente introduzida em tanques de piscicultura por toda a bacia do SF (Barbosa & Soares 2009) e sua distribuição em ambientes lóticos já se tornou evidente nesta bacia, ocupando áreas no entorno do PARNA Serra da Canastra, o que é preocupante em termos conservacionistas.

A semelhança entre as bacias aumentou conforme se diminuiu a resolução taxonômica. Metade das espécies encontradas na bacia do SF também foi encontrada

na bacia do PN, fato que explica a alta semelhança biogeográfica relativa entre elas. Acredita-se que essa permuta de faunas ocorreu em pelo menos dois períodos distintos da história dessas bacias hidrográficas. Ribeiro (2006) descreve processos de captura de drenagens nas bacias do Taubaté, São Paulo, Curitiba e Volta Redonda durante Oligoceno. Neste período (relativamente recente), esse mesmo processo de captura pode ter ocorrido nas regiões de contato entre a bacia do Paraná e São Francisco representada pelo divisor de águas da Serra da Canastra, promovendo a troca de representantes entre as bacias. Moreira-Filho & Buckup (2005) relatam ainda um caso de transposição de águas da bacia do Paraná para a bacia do São Francisco construído em meados da década de 1960, pela usina hidroelétrica de Furnas. Um evento desse porte e relativamente próximo das unidades amostrais da bacia do São Francisco pode também ter sido um dos principais responsáveis pelo fluxo de espécies e conseqüente similaridade taxonômica encontrada neste estudo.

A maior semelhança no nível de gênero entre PN e PG pode ser explicada em decorrência da ligação existente entre essas duas bacias na confluência de seus dois principais rios (Paraná e Paraguai), que favorece a troca de espécies pertencentes aos mesmos gêneros entre as duas bacias. A maior semelhança biogeográfica no nível de família em todas as bacias refletiu a distribuição continental das mesmas, que data períodos geológicos mais antigos.

Apesar de apresentarem distintas composições faunísticas, a distribuição das abundâncias por espécies foi semelhante, refletindo o padrão log-normal, que é considerado comum em áreas com alta riqueza (Magurran 2004) e reflete a constância de espécies com abundâncias intermediárias em todas as bacias. Este mesmo padrão foi mencionado por Valério et. al (2007) na comparação da ictiofauna entre as bacias do PG e PN.

A bacia do PG se destacou das demais por apresentar maior abundância, especialmente no período seco e nos riachos mais preservados. As águas desta bacia são muito ricas em carbonatos (Bogianni et al. 1993, Screamin-Dias et al. 1999), elemento que atua como facilitador do processo de sedimentação, o que aumenta a transparência da água. Ambientes com águas mais transparentes permitem melhor exploração visual dos recursos pelos peixes, além de permitir o incremento da produtividade interna nos riachos (Lewis 2008, Davies et al. 2008, Bonetto & Wais 1995). Ambos os fatores podem ter sido responsáveis pelos maiores valores de abundância nesses locais, enquanto diferenças sazonais em abundância puderam ser explicadas em decorrência do emprego de métodos de amostragem fortemente influenciados pelo aumento do fluxo e do volume de hábitat, típicos do período chuvoso.

Em termos de riqueza de espécies, a bacia do PN destacou-se das demais e alguns fatores podem ser elencados para explicar essa constatação. Menezes (1972) afirma que os peixes da bacia do PN sofreram forte influência faunística da drenagem Amazônica em seu processo de evolução. Estas bacias estiveram conectadas há cerca de 90 milhões de anos, conexão que só teria se interrompido há 30 milhões de anos (Lundberg et al. 1998). Este período teria sido suficiente para um intenso intercâmbio entre as drenagens do Paraná e a Amazônica - considerada a mais rica em peixes de água doce do mundo (Winemiller 1989, Lowe-McConnell 1999). Além disso, a bacia do PN é a segunda maior em área e ocupa uma posição geográfica central na região Neotropical (Lowe-McConnell 1999). Assim, os fatores posição e área favoreceriam o contato com outras bacias hidrográficas vizinhas, promovendo maiores chances para intercâmbios de faunas em eventos de capturas de cabeceiras. Suárez et al. (2007) também registram diferenças no atributo riqueza entre as bacias do PN e PG, porém

estes autores atribuem o achado ao perfil menos acidentado e aos menores valores de altitude da bacia do PN. Segundo estes autores estes fatores facilitam a dispersão e ampliam a distribuição dos peixes, aumentando, conseqüentemente os valores de riqueza média na bacia do PN.

A maior diversidade beta na bacia do PN pode ser atribuída à maior diversidade de tipos de corpos d'água presentes nessa bacia, que variaram desde riachos pequenos e encaixados dentro da mata, até riachos de médio porte desprovidos de vegetação ripária. As maiores distâncias entre as unidades amostrais também podem ter contribuído para o aumento da heterogeneidade espacial e conseqüente reflexo na diversidade da comunidade.

O padrão multivariado de abundância refletiu as distintas bacias hidrográficas e apontou um subgrupo de riachos relacionado a uma fitofisionomia particular, conhecida como buritizal. Estes riachos são bem sombreados e sustentam uma comunidade pobre em espécies e com baixas abundâncias.

As diferenças físicas entre as áreas mais e menos preservadas e graus de conservação não influenciaram os aspectos investigados da estrutura das comunidades em nenhuma das bacias. Embora apresentem menor qualidade estrutural do hábitat, os riachos classificados como menos preservados ainda assim demonstraram boas condições estruturais, suficientes para suportar a presença de uma fauna relativamente diversa. Pelo fato desses riachos estarem localizados próximos (no entorno para as bacias do PG e SF) a unidades de conservação de proteção integral, é provável que as restrições de acesso e uso do solo no entorno resultem em menores impactos que venham a causar perda e degradação de hábitat, que seriam fatores importantes para conseqüentes perdas de espécies (Myers et al. 2000). Desta forma, apesar de distintas, as áreas mais e menos preservadas se encontram dentro de um contexto similar de

conservação, o que dificultou a observação de diferenças em padrões no nível de comunidades.

Apenas a espécie *Astyanax altiparanae* na bacia do PN foi significativamente associada às áreas menos preservadas. Nesta bacia, foram encontradas as maiores discrepâncias entre áreas mais e menos preservadas, tanto nos valores do índice de integridade física quanto na proximidade de PARNAS. Esta espécie é conhecida por sua plasticidade alimentar (Abelha et al. 2001, Orsi et al. 2004) e sua alta fecundidade (Santos et al. 1996), características constantemente associadas a espécies oportunistas que apresentam baixa dependência de estruturas de hábitat e que se ajustam à uma maior variedade de condições de habitats (Menezes et al. 2007, Cetra et al. 2009).

No que diz respeito às flutuações sazonais, não foram detectadas alterações na distribuição das abundâncias da ictiofauna em nenhuma das bacias. Esta ausência de influência sazonal não é rara em ambientes neotropicais ricos em espécies (Bührnheim & Cox-Fernandes 2001; Vendel et al. 2002). Estes riachos estão situados em áreas de cabeceira das bacias hidrográficas, submetidas a alterações em fluxo nas épocas de chuvas fortes, porém efêmeras quanto à duração. Desta forma, essas alterações não foram suficientes para provocar a ausência temporária de espécies nos períodos chuvoso em nenhuma das bacias, e possíveis variações no padrão de abundância de espécies isoladas não foram detectadas com este tipo de análise de comunidades.

Diferentes fatores ambientais locais foram mais influentes em cada uma das bacias hidrográficas analisadas e devem ser levados em consideração de forma independente para cada uma das bacias, principalmente na definição de planos de conservação de determinados tipos de hábitat e em processos de integração de bacias.

A elevada condutividade nos riachos amostrados no PG é resultado da grande quantidade de sais carbonáticos e resulta na elevada transparência da água, como discutido anteriormente. Em adição, a maior área superficial nos riachos desta bacia representa um efeito área-dependente e favorece maior espaço para exploração de habitats relacionados à coluna d'água, o que pode ter se refletido nas maiores abundâncias de alguns grupos, em especial nos representantes da família Characidae, família mais rica e abundante dessa bacia. A maior profundidade nos riachos da bacia do PN, maior porcentagem de corredores e alta turbidez indicam maior homogeneidade fisionômica e menor integridade física, que provavelmente resultaram em comunidades com forte padrão de dominância, como por exemplo, a de *Knodus moenkhausii*. Em contrapartida, os efeitos sinérgicos da alta variabilidade de substrato, ampla ocorrência de raízes finas em rede, vegetação marginal e a disponibilidade de poços, foram os fatores estruturadores da comunidade de peixes da bacia do SF. Essas áreas são caracterizadas por uma elevada velocidade da correnteza, sendo preferencialmente ocupadas por espécies nectobentônicas com o predomínio das famílias Characidae, Crenuchidae, Trichomycteridae, Heptapteridae e Loricariidae.

Assim, pode-se dizer que a hipótese 1 foi totalmente rejeitada. Composição, riqueza e abundância média e os padrões de abundância variaram entre todas as bacias hidrográficas, em menor ou maior grau. As comunidades do PN e SF mostraram-se mais semelhantes quanto à composição, provável reflexo de fatores históricos e antrópicos. Os componentes abundância, riqueza e diversidade beta, por sua vez, diferiram entre todas as bacias hidrográficas. A distribuição das abundâncias também foi distinta e formou grupos isolados em cada uma das delas. As bacias ainda apresentaram distintos fatores estruturadores das comunidades, provavelmente como

reflexo de uma trajetória biogeográfica diferente. As hipóteses 2 e 3 foram parcialmente aceitas. A riqueza, a abundância e a distribuição das abundâncias não diferiram dentro de cada uma das bacias quanto ao grau de conservação ou sazonalidade. Apenas na bacia do PG foram constatadas diferenças sazonais no atributo abundância, fato que provavelmente sofreu forte influência do método de coleta.

Ambientes de riachos são altamente seletivos, devido ao grande número de alterações geográficas e ecológicas ao qual estão sujeitos. Estas áreas apresentam comunidades extremamente ricas e altamente ameaçadas se levarmos em consideração a relação espécie-área. Nesse contexto, por revelar padrões ecológicos das comunidades em diferentes bacias hidrográficas, o presente estudo é peça fundamental para o entendimento dos processos e mecanismos estruturadores das comunidades ecológicas, componentes primordiais para a realização de estratégias eficazes de conservação, necessidade premente face às extensas alterações antrópicas.

Assim, o conhecimento aqui adquirido representa um das primeiras etapas de preenchimento da grande lacuna existente acerca da estruturação de comunidades em áreas de Cerrado. Em geral, áreas com relativa similaridade climato-paisagística tendem ser tratadas de forma global, como no caso do Cerrado. Dessa forma, as comparações propostas aqui evidenciaram semelhanças e diferenças na estruturação de comunidades distintas, que devem ser levadas em consideração principalmente em propostas de manejo de áreas protegidas e seu entorno.

5. Referências bibliográficas

- Abelha, M. C. F.; Agostinho, A. A. & Goulart, E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2): 425-434.
- Angermeier, P. L. & Karr, J. R. 1982. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Earth and Environmental Science*, 9(2): 117-135.
- Bain, M. B. & Finn, J. T. 1988. Stream flow regulation and fish community structure. *Ecology*, 69(2): 382-292.
- Barbieri, G. 1992. Biologia de *Astyanax scabripinnis paranae* (Characiformes, Characidae) do ribeirão do Fazzari. São Carlos. Estado de São Paulo. I. Estrutura populacional e crescimento. *Revista Brasileira de Biologia*, 52(4): 579-588.
- Barbosa, J. M. & Soares, E. C. 2009. Perfil da ictiofauna da bacia do São Francisco: Estudo preliminar. *Revista Brasileira de engenharia de pesca*, 4(1): 155-172.
- Barreto, M. G. & Uieda, V. S. 1998. Influence of the abiotic factors on the ichthyofauna composition in different orders stretches of Capivara river, São Paulo state, Brazil. *Verh International Verein Limnological*, 26: 2180-2183.
- Boggiani, P. C.; Fairchild, T. R. & Coimbra, A. M. 1993. O grupo Corumbá (Neoproterozóico-Cambriano) na região central da Serra da Bodoquena (Faixa Paraguai), Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Geociências*, 23(3): 301-305.
- Bonetto, A. A. & Wais, I. R. 1995. Southern South American streams and rivers. Pp. 257-293, In: Cushing, C. E.; Cummins, K. W. & Minshall, G. W. (eds.). *River and Stream Ecosystems*. Elsevier Science B. V., Amsterdam.
- Britski, H. A.; Sato, Y. & Rosa, A. B. S. 1984. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da Bacia do São Francisco. Brasília; Câmara dos Deputados/Codevasf, 143 p.
- Britski, H. A.; Silimon, K. Z. S. & Lopes, B. S. 2007. Peixes do Pantanal: manual de identificação. Brasília: EMBRAPA, 184p.
- Buckup, P. A. 1999. Sistemática e biogeografia de riachos. Pp. 91-138, In: Caramashi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. (Eds.). *Ecologia de Peixes de riachos, série Oecologia Brasiliensis*, vol. IV. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- Bührnheim, C. M. & Cox-Fernandes, C. 2001. Low seasonal variation of fish assemblages in Amazonian rain forest streams. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 12: 65-78.

- Casatti, L. 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*, 5(1): 1-9.
- Casatti, L.; Langeani, F. & Ferreira, C. P. 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in pasture region. *Environmental Management*, 38: 974-982.
- Casatti, L.; Ferreira, C. P. & Langeani, F. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173-189.
- Castro R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. Pp. 139-155, In: Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. (Eds.). *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis vol. VI. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.*
- Castro, R. M. C.; Casatti, L.; Santos H. F.; Ferreira, K. M.; Ribeiro, A. C.; Benine, R. C.; Dardis, G. Z. P.; Melo, A. L. A.; Stopiglia, R.; Abreu, T. X.; Bockmann, F. A.; Carvalho, M.; Gibran, F. Z. & Lima, F. C. T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3(1): 1-14.
- Ceneviva-Bastos, M & Casatti, L. 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série. Zoologia*, Porto Alegre, 97(1): 7-15.
- Cetra, M.; Ferreira, F. C. & Carmassi, A. L. 2009. Caracterização das assembléias de peixes de riachos de cabeceira no período chuvoso na bacia do rio Cachoeira (SE da Bahia, NE do Brasil). *Biota Neotropica*, 9(2): 107-115.
- Chao, A.; Chazdon, R. L.; Colwell, R. K. & Shen, T. J. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecological Letters*, 8: 148-159.
- Chao, A.; M. C. Ma & Yang, M. C. K. 1993. Stopping rules and estimation for recapture debugging with unequal failure rates. *Biometrika*, 80: 193-201.
- Clarke, K. R. & Gorley, R. N. 2006. *PRIMER v6: User manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- Colwell, R. K. 2004. *EstimateS Version 7: Statistical estimation of species richness and shared species from samples (Software user's guide)*.

- Davies, P. M.; Bunn, S. E. & Hamilton, S. K. 2008. Primary production in tropical streams and rivers. Pp. 24 -37, In: Dudgeon D. (ed) *Aquatic Ecosystems: Tropical Stream Ecology*. Elsevier Science.
- Dufrene, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3): 345-366.
- Espírito-Santo, H. M. V.; Magnusson, W. E.; Zuanon, J.; Mendonça, F. P. & Landeiro V. L. 2009. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. *Freshwater Biology*, 54: 536-548.
- Gorman, O. T. & Karr, J. R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59(3): 507-515.
- Graça, W. J. & Pavanelli, C. S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. *EDUEM*, Maringá, 241p.
- Grossman, G. D.; Ratajczak, Jr. R. E; Crawford, M. & Freeman, M. C. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, 68(3): 395-420.
- Lamouroux, N. & Cattaneo, F. 2006. Fish assemblages and stream hydraulics: consistent relations across spatial scales and regions. *River Research and Applications*, 22(7): 727-737.
- Lamouroux, N.; Oliver, J. M.; Persat, H.; Pouilly, M.; Souchon, Y. & Statzner, B. 1999. Predicting community characteristics from habitat conditions: fluvial fish and hydraulics. *Freshwater Biology*, 42(2): 275-299.
- Langeani, F.; Castro, R. M. C.; Oyakawa O. T.; Shibatta, O. A.; Pavanelli, C. S. & Casatti, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3): 181-197.
- Lee, S. M. & Chao, A. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics*, 50: 88-97.
- Léveque, C.; Oberdorff, T.; Paugy, D.; Stiassny, M. L. J. & Tedesco, P. A. 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 545-567.
- Lewis, W. M. 2008. Physical and Chemical Features of Tropical Flowing Waters. Pp. 2-20, In: Dudgeon D. (ed). *Aquatic Ecosystems: Tropical Stream Ecology*. Elsevier Science.

- Lowe-McConnell, R. H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press, Cambridge, 382p.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais, EDUSP, São Paulo.
- Lundberg, J. G.; Marshall, L. G; Guerrero, J.; Horton, B.; Malabarba, M. C.; & Wesselingh, F. 1998. The stage for neotropical fish diversification: a history of tropical south american rivers. Pp. 13-48, In: L. R. Malabarba, R. E. Reis, R. P. Vari, C. A. S. Lucena and Z. M. S. Lucena (eds.) Phylogeny and classification of neotropical Fishes. Museu de Ciências e Tecnologia, PUCRS. Porto Alegre, Brazil.
- Maddock, I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*. 41: 373-391.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, United Kingdom, 256p.
- Maher, W.; Batley, G. E. & Lawrence, I. 1999. Assessing the health of sediment ecosystems: use of chemical measurements. *Freshwater Biology*, 41: 361-372.
- Matthews, W. J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall, Massachusetts, 756p.
- McAleece, N.; Lamshead, P. J. D.; Paterson, G. L. J. & Gage, J. G. 1997. Biodiversity Professional - Beta-Version. London: The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 2006. PC-ORD - Multivariate analysis of ecological data. Version 5.10. Oregon: MjM Software.
- Menezes, N. A.; Weitzman, S. H.; Oyakawa, O. T.; Lima, F. C. T.; Castro, R. M. C. & Weitzman, M. J. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais. São Paulo: Museu de Zoologia – Universidade de São Paulo, 408p.
- Moreira Filho, O. & Buckup, P. A. 2005. A poorly known case of watershed transposition between the São Francisco and upper Paraná river basins. *Neotropical Ichthyology*, 3(3): 449-452.
- Myers, N. R.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853- 858.
- Oberdorff, T.; Hugueny, B. & Vigneron T. 2001. Is assemblage variability related to environmental variability? An answer for riverine fish. *Oikos*, 93(3): 419-428.

- Oksanen, J.; Simpson, G. F.; Blanchet, G.; Stevens, H.; Wagner, H.; Solymos, P. & Legendre, P. 2011. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-6. <https://r-forge.r-project.org/projects/vegan/> [Accessed: 01/16/2011].
- Orsi, M. L.; Carvalho, E. D. & Foresti, F. 2004. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio rio Paranapanema, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 207-218.
- Pianka, E. R. 1999. *Evolutionary ecology*. Addison Wesley Longman, 512p.
- Poff, N. L. & Allan, J. D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76: 606-627.
- Ribeiro, A. C. 2006. Tectonic history and the biogeography of freshwater fishes from the coastal drainages of eastern Brazil: an example of fauna evolution associated with a divergent continental margin. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 225-246.
- Santos, G. B.; Barros, L. N. V. & Menezes, M. U. 1996. Fecundity of the *Astyanax bimaculatus* (Reinhardt, 1974) (Teleostei, Characidae) from upper Rio São Francisco basin, Brazil. *Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária e Zootecnia*, 8(1): 101-108.
- Schlosser, I. J. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, 52: 395-414.
- Scremin-Dias, E.; Pott, V. J.; Hora, R. C. & Souza, P. R. 1999. *Nos jardins submersos da Bodoquena*. Campo Grande, MS, Ed. UFMS, 160p.
- Simberloff, D. S. 1972. Properties of the rarefaction diversity measurement. *American Naturalist*, 10(964): 414-418.
- Suárez, Y. R.; Valério, S. B.; Tondado, K. K.; Florentino, A. C.; Felipe, T. R. A.; Ximenes, L. Q. L. & Lourenço, L. S. 2007. Fish Species Diversity in Headwaters Streams of Paraguay and Paraná Basins. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(6): 1033-1042.
- Ter Braak C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5): 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. 2002. *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. Ithaca, NY: Microcomputer Power.

- Townsend, C. R. 2003. Individual, population, community, and ecosystem consequences of a fish invader in New Zealand streams. *Conservation Biology*, 17(1): 38-47.
- Vari, R. P. & Weitzman, S. H. 1990. A review of the phylogenetic biogeography of the freshwater fishes of South America. Pp. 381-393, In: Peters, G. & Hutterer, R. (Eds.) *Vertebrates in the tropics*. Alexander Koenig Zoological Research Institute and Zoological museum, Bonn.
- Valério, S. B.; Suarez, Y. R.; Felipe, T. R. A.; Tondato, K. K. & Ximenes, L. Q. L. 2007. Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay-Paraná basins. *Hydrobiologia*, 583: 241-250.
- Vendel, A. L.; Spach, H. L.; Lopes, S. G. & Santos, C. 2002. Structure and dynamics of fish assemblages in a tidal creek environment. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45: 365-373.
- Winemiller, K. O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81: 225-241.

Capítulo 2

Estrutura trófica da ictiofauna de riachos em áreas de Cerrado

Resumo

A composição e a distribuição das guildas tróficas de comunidades de peixes de riacho foram comparadas espacialmente e quanto ao grau de conservação. Foram amostrados 19 riachos no bioma Cerrado em três bacias hidrográficas distintas, o alto Paraguai (PG), alto Paraná (PN) e alto São Francisco (SF). A estrutura trófica foi determinada pela construção do índice de importância alimentar (IAi) e comparada espacialmente entre as distintas bacias e quanto ao grau de conservação dentro de cada bacia. A proporção de itens alóctones/autóctones foi semelhante em todas as bacias e as principais guildas encontradas foram: invertívoro aquático, invertívoro terrestre, perifívoro, detritívoro e onívoro, com destaque para a guilda dos invertívoros aquáticos que esteve presente em praticamente todas as localidades amostradas. Espécies do gênero *Characidium* foram comuns em todas as bacias onde se alimentaram exclusivamente de insetos aquáticos. O padrão de variação da dieta e da abundância dos peixes nas guildas foi igual em todas as bacias e entre as áreas mais e menos preservadas dentro de cada bacia. Esta similaridade na estrutura trófica e na abundância relativa entre bacias pode ser atribuída à ancestralidade comum da fauna de peixes neotropicais aliada a uma funcionalidade semelhante entre as bacias, provavelmente relacionada à ciclagem de nutrientes. Os resultados ainda sugerem uma funcionalidade semelhante entre as áreas, provavelmente relacionada à ciclagem de nutrientes. As diferenças encontradas entre as áreas mais e menos preservadas dentro de cada uma das bacias não foram suficientes para alterar a estrutura trófica, conforme observado na resolução taxonômica adotada. Assim, para a discriminação de situações de baixo impacto, sugere-se maior detalhamento na resolução da identificação da dieta.

Palavras chave: dieta, bacias hidrográficas, similaridade trófica

1. Introdução

A interação entre os peixes e o ambiente ao seu redor é refletida na dieta e no comportamento alimentar das espécies, sendo que essas informações são fundamentais para a compreensão dos padrões e mecanismos de exploração dos recursos do ambiente (Goulding 1980). Dados sobre a dieta dos peixes fornecem também importantes informações ecológicas e comportamentais que podem funcionar como indicadoras de variações ambientais (Silva et al. 2008).

Uma guilda trófica pode ser definida como um grupo de espécies que explora de modo similar a mesma classe de recursos alimentares (Simberloff & Dayan 1991), refletindo aspectos da funcionalidade dos ambientes. Por conta desta funcionalidade implícita, este tipo de conhecimento tem sido aplicado diretamente na avaliação da integridade biótica de riachos (Karr 1981, Smogor & Angermeier 1999) e seu conhecimento é fundamental para o entendimento dos padrões de organização das comunidades de riachos (Flecker 1992).

A ictiofauna da região Neotropical é mais rica e diversificada do mundo (Lowe-McConnell 1999), sendo considerada também uma das menos estudadas (Vari & Weitzman 1990, Lévêque et al. 2008). Na América do Sul, a rede de drenagem é composta por diversas bacias hidrográficas com distribuição continental, áreas megadiversas e sob constante impacto de ações antrópicas, como o caso das áreas que estão sob domínio do bioma Cerrado, considerado um “hotspot” (Myers et al. 2000). Neste contexto ecológico, geográfico e conservacionista enquadram-se as nascentes das bacias dos rios Paraguai, Paraná e São Francisco que, invariavelmente são descaracterizadas pela perda de habitat decorrente dos diferentes processos de ocupação agropecuária (Klink & Machado 2005). O problema se torna mais grave

quando se constata que estas áreas apresentam enormes lacunas de conhecimento taxonômico e ecológico da ictiofauna.

Baseado no pressuposto de que a ecologia trófica é componente fundamental na estrutura da ictiofauna, este capítulo tem como principal objetivo examinar e comparar a composição e a distribuição das guildas tróficas das comunidades de peixes nas bacias hidrográficas do alto Paraguai (PG), alto Paraná (PN) e alto São Francisco (SF), buscando também testar as seguintes hipóteses:

H1: Não existe diferença na estrutura trófica da ictiofauna entre as diferentes bacias hidrográficas;

H2: Não existe diferença na estrutura trófica da ictiofauna de acordo com o grau de conservação dos riachos em cada uma das bacias hidrográficas.

2. Material e métodos

A descrição das áreas de estudo e dos riachos está apresentada na “Introdução Geral” desta Tese.

2.1. Coleta dos peixes

Para a realização deste estudo foram consideradas as amostras provenientes do período seco uma vez que os objetivos contemplam apenas a variação espacial e não temporal. Foram utilizadas 18 amostragens na bacia do alto Paraguai, 18 na bacia do alto São Francisco e 21 na bacia do alto Paraná.

Durante a amostragem, com intuito de isolar as unidades amostrais, o trecho de 80 metros era fechado à montante e à jusante por redes de bloqueio (5 mm de malha). Durante uma hora, dois coletores empregaram técnicas de coletas manuais para a captura dos peixes, prezando pela melhor técnica para cada tipo de meso e micro-habitat explorado. Para a coleta dos exemplares foram utilizadas redes de arrasto (malha 2 mm) e puçás (malha 2 mm) ao longo de todo o trecho. Os peixes coletados foram anestesiados (2,5 g de benzocaína em 5 l de água) e fixados em formol 10%. Em laboratório, os mesmos eram lavados e transferidos para solução de EtOH 70%. Todos os peixes coletados foram identificados seguindo as chaves de identificação (Britski et al. 1984, Britski et al. 2007), mas também tiveram a identidade taxonômica confirmada por especialista (Dr. Francisco Langeani) e foram depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica (DZSJRP) do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (IBILCE), UNESP, São José do Rio Preto, SP, sob os registros 11431-11651 (alto São Francisco), 11652-11932 (alto Paraná) e 11934-12205 (alto Paraguai). Todas as coletas foram realizadas de acordo com licença obtida IBAMA (nº 11469-1, 27/11/2007).

2.2. Análises dos conteúdos estomacais

A análise da estrutura trófica foi realizada a partir da identificação dos conteúdos estomacais dos exemplares de peixes coletados. Foram utilizadas as espécies com pelo menos 10 indivíduos entre todas as amostragens de cada localidade (Tabela 1), sendo selecionados os maiores indivíduos de cada espécie, para representar sua dieta, como forma de evitar possíveis efeitos da variação ontogenética na alimentação. Todos os indivíduos selecionados foram pesados e medidos antes da retirada dos estômagos para análise.

Posteriormente, os itens alimentares foram triados e identificados buscando a menor resolução taxonômica possível com auxílio de microscópio estereoscópico e literatura especializada (Bicudo & Bicudo 1970, Fernández & Domingues 2001, Merrit et al. 2008, Costa et al. 2006, Mugnai et al. 2010).

Tabela 1. Espécies de peixes selecionadas em cada uma das bacias e suas siglas.

Bacias	Espécies	Siglas
PG	<i>Ancistrus</i> sp.	Anc sp.
	<i>Astyanax asuncionensis</i>	Ast asu
	<i>Astyanax lineatus</i>	Ast lin
	<i>Astyanax</i> sp. 1	Ast sp.
	<i>Characidium</i> gr. <i>fasciatum</i>	Cha fas prg
	<i>Characidium zebra</i>	Cha zeb prg
	<i>Farlowella paraguayensis</i>	Far par
	<i>Hypostomus cochliodon</i>	Hyp coc
	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	Hyp lue
	<i>Hypostomus</i> sp. 1	Hyp sp
	<i>Jupiaba acanthogaster</i>	Jup aca
	<i>Moenkhausia bonita</i>	Moe bon
	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Moe san
	<i>Odontostilbe pequirá</i>	Odo peq
PN	<i>Astyanax fasciatus</i>	Ast fas
	<i>Astyanax paranae</i>	Ast par
	<i>Characidium gomesi</i>	Cha gom
	<i>Characidium zebra</i>	Cha zeb prn
	<i>Hisonotus francirochai</i>	His fra
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Hyp anc
	<i>Imparfinis mirini</i>	Imp mir
	<i>Knodus moenkhausii</i>	Kno moe
	<i>Parodon nasus</i>	Par nas
	<i>Piabina argentea</i>	Pia arg prn
	<i>Rivulus pictus</i>	Riv pic
	<i>Serrapinnus heterodon</i>	Ser het
SF	<i>Astyanax rivularis</i>	Ast riv
	<i>Characidium</i> gr. <i>fasciatum</i>	Cha fas sfc
	<i>Creagrutus varii</i>	Cre var
	<i>Harttia</i> cf. <i>novalimensis</i>	Har nov
	<i>Microlepidogaster</i> sp.	Mic sp.
	<i>Piabina argentea</i>	Pia arg sfc
	<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	Tri bra
	<i>Trichomycterus variegatus</i>	Tri var

2.3. Análises dos dados

Para cada item alimentar foram calculados a frequência de ocorrência e a dominância, utilizados no cálculo do índice de importância alimentar (IA_i; Kawakami & Vazzoler 1980). Neste cálculo, o volume presente na equação original foi substituído pela dominância, seguindo a fórmula $IA_i = O_i \times D_i / \sum (O_i \times D_i)$, onde:

IA_i = Índice de importância alimentar; O_i = é a porcentagem de ocorrência do item “i”; D_i = é a importância de ocorrência do item “i” (dominância). A dominância é dada como a porcentagem do número de vezes em que o item “i” ocupa a maior parte do conteúdo de cada estômago em função do número total de exemplares analisados. Desta forma, durante a construção do índice de importância alimentar (IA_i), itens ocasionais que não dominaram nenhuma vez não contribuem na determinação das guildas e os padrões alimentares emergentes formam grupos mais reais e coesos.

Nas análises descritivas os itens alimentares de mesma origem foram agrupados nas seguintes categorias: autóctones (invertebrados aquáticos, algas, perifíton, vegetais superiores), alóctones (invertebrados terrestres) e detritos. A determinação das guildas tróficas ocorreu a partir dos valores de IA_i para cada item alimentar. Valores de IA_i superiores a 0,5 para um determinado item determinaram a guilda trófica de cada espécie (invertívoro-aquático, invertívoro-terrestre, detritívoro e perifítívoro); valores de IA_i menores que 0,5 foram classificadas como onívoras.

O padrão de variação da dieta e da abundância dos peixes nas guildas foi descrito por meio de uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica (NMDS) com agrupamento. Os valores do IA_i foram utilizados para descrever a representatividade dos itens dentro de cada localidade e posteriormente foram submetidos a uma análise de similaridade (ANOSIM), para testar se a dieta varia entre as bacias e grau de conservação dos riachos. Nestas análises, foi empregada a transformação em raiz quadrada e a matriz de similaridade foi calculada pelo coeficiente de Bray-Curtis no programa estatístico Primer v6 (Clarke & Gorley 2006).

Foi realizada uma segunda análise de similaridade (ANOSIM) para testar se abundância relativa das diferentes guildas tróficas é similar em todas as bacias e entre riachos com distintos graus de conservação. Para isso, foi construída uma matriz com

os valores de abundância relativa dos peixes que compõe cada uma das guildas por localidade, como forma de relativizar o peso de áreas com maior abundância.

3. Resultados

Foram analisados 750 estômagos divididos nas três bacias hidrográficas. Itens de origem autóctone demonstraram maior contribuição para a dieta dos peixes (Figura 1). As proporções de contribuição dos itens alóctones, autóctones e detritos nas bacias do PG, PN e SF foram similares (Figura 1). Nas bacias do PG e SF também não foram registradas diferenças nas proporções de itens alóctones/autóctones quanto ao grau de conservação. Entretanto, na dieta das espécies coletadas nos trechos menos preservados da bacia do PN, a representatividade dos itens autóctones foi superior a dos itens alóctones (Figura 2).

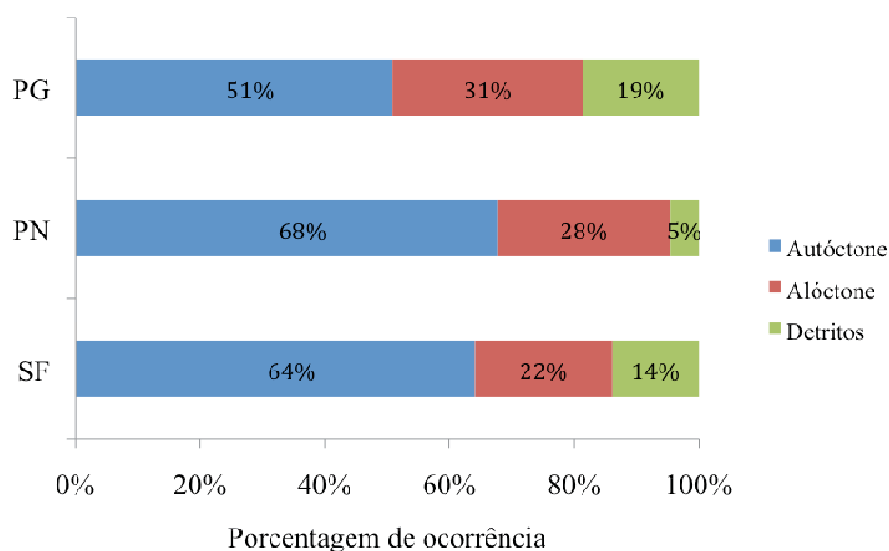


Figura 1. Origem e contribuição média dos itens alimentares nas três bacias hidrográficas.

Em todos os riachos amostrados foram identificadas cinco guildas principais: invertívoro aquático, invertívoro terrestre, perifítívoro, detritívoro e onívoro (Tabela 2 - 6). Quando todas as bacias são analisadas em conjunto, pode-se destacar a constância alimentar das espécies do gênero *Characidium*, que se alimentaram exclusivamente de insetos aquáticos. Pode-se destacar também que a guilda dos

invertebrados aquáticos esteve presente em praticamente todas as localidades amostradas, não evidenciando diferenças entre os distintos graus de conservação (Tabela 3).

As NMDSs realizadas com os itens consumidos em cada localidade e com os valores de abundância relativa das guildas não indicaram a formação de grupos que representassem as distintas bacias hidrográficas (Figuras 3 e 4). O teste de similaridade entre as bacias também não detectou diferenças na importância alimentar dos itens, nem na abundância das guildas entre as três bacias hidrográficas e nem entre os diferentes graus de conservação dos riachos dentro de cada bacia (Tabela 7).

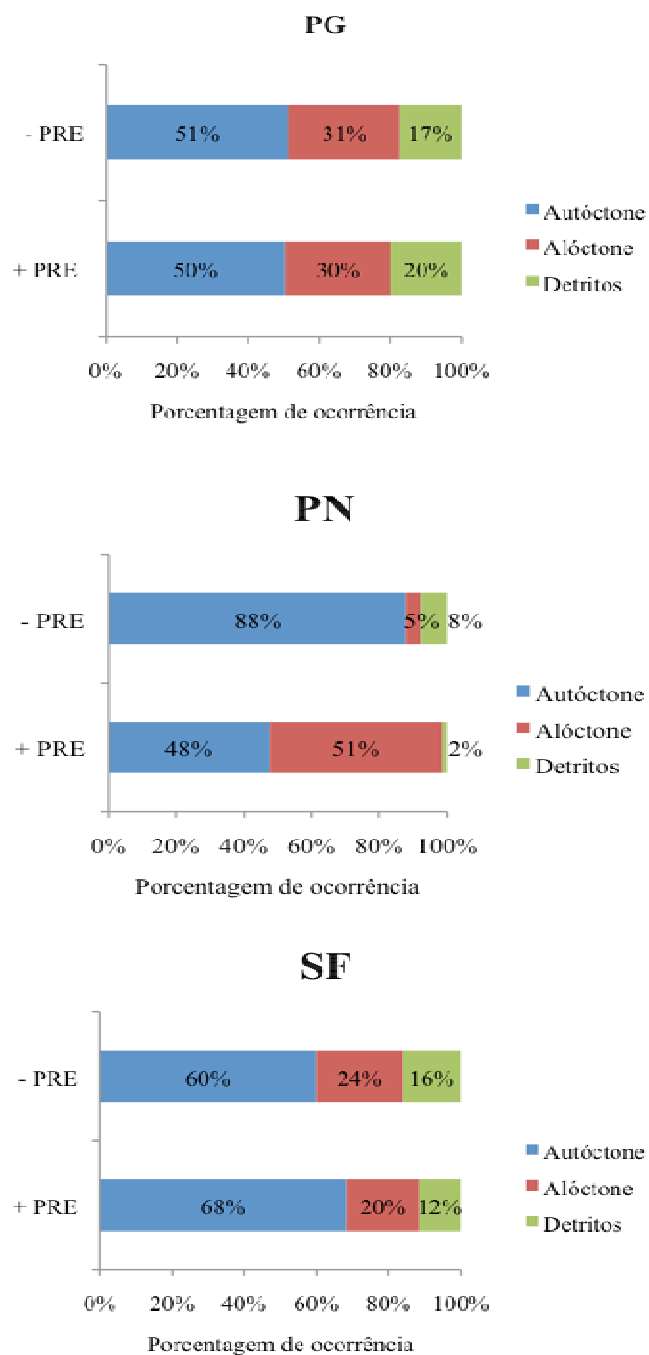


Figura 2. Origem dos itens alimentares registrados na dieta dos peixes das três bacias hidrográficas (PG, alto Paraguai; PN, alto Paraná; SF, São Francisco) separados conforme o grau de conservação dos riachos (-PRE e +PRE).

Tabela 2. Índice de importância alimentar das espécies nos riachos mais preservados (C) da bacia hidrográfica do alto Paraguai (PG).

CPG1							
	Anc sp.	Ast lin	Cha fas	Cha zeb	Jup aca	Moe bon	Odo peq
Invertebrados aquáticos	0	0	1	1	0,45	0	0,56
Algas	0	0	0	0	0	0	0
Perifiton	1	0	0	0	0	0	0
Vegetais superiores	0	0,28	0	0	0,36	0	0
Invertebrados terrestres	0	0,72	0	0	0,18	1	0
Detritos	0	0	0	0	0	0	0,44

CPG2								
	Anc sp.	Ast asu	Ast lin	Cha fas	Cha zeb	Hyp coc	Hyp sp.	Jup aca
Invertebrados aquáticos	0	0,28	0	1	1	0	0	0
Algas	0	0	0	0	0	0,06	0	0
Perifiton	0,7	0	0	0	0	0,35	0	0
Vegetais superiores	0	0,43	0,09	0	0	0,12	0	0,75
Invertebrados terrestres	0	0,08	0,91	0	0	0	0	0,25
Detritos	0,3	0,22	0	0	0	0,47	1	0

CPG3				
	Anc sp.	Ast lin	Cha fas	Hyp sp.
Invertebrados aquáticos	0	0	1	0
Algas	0	0	0	0
Perifiton	0,7	0,01	0	0,18
Vegetais superiores	0	0,52	0	0,03
Invertebrados terrestres	0	0,47	0	0
Detritos	0,3	0	0	0,80

Tabela 3. Índice de importância alimentar das espécies nos riachos menos preservados (D) da bacia hidrográfica do alto Paraguai (PG).

DPG1						
	Anc sp.	Ast lin	Ast sp.	Cha fas	Cha zeb	Hyp lue
Invertebrados aquáticos	0	0,4	0,42	1	1	0,8
Algas	0	0	0	0	0	0,05
Perifiton	0,5	0	0	0	0	0
Vegetais superiores	0	0	0	0	0	0
Invertebrados terrestres	0	0,6	0,42	0	0	0
Detritos	0,5	0	0,16	0	0	0,15

DPG2									
	Anc sp.	Ast lin	Cha fas	Cha zeb	Far par	Hyp coc	Jup aca	Moe bon	Moe san
Invertebrados aquáticos	0	0,28	1	1	0	0	0,78	0	0
Algas	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03
Perifiton	0	0	0	0	0,2	0,74	0	0	0
Vegetais superiores	0	0	0	0	0	0,04	0,13	0	0
Invertebrados terrestres	0	0,72	0	0	0	0	0,09	1	0,97
Detritos	1	0	0	0	0,8	0,22	0	0	0

DPG3				
	Anc sp.	Ast lin	Ast sp.	Hyp lue
Invertebrados aquáticos	0	0,25	0	0,38
Algas	0	0	0	0
Perifiton	0,95	0	0	0
Vegetais superiores	0	0,35	0,49	0,20
Invertebrados terrestres	0	0,4	0,34	0
Detritos	0,05	0	0,16	0,42

Tabela 4. Índice de importância alimentar das espécies nos riachos mais (C) e menos (D) preservados da bacia hidrográfica do alto Paraná (PN).

CPN1			CPN2	CPN3	
	Ast par	Riv pic	Ast par	Cha zeb	Kno moe
Invertebrados aquáticos	0	0,88	0,03	1	0,91
Algas	0	0	0	0	0,01
Perifiton	0	0	0	0	0
Vegetais superiores	0	0	0	0	0
Invertebrados terrestres	1	0,05	0,96	0	0,08
Detritos	0	0,07	0,01	0	0

DPN1			DPN2	DPN3	
	His fra	Imp mir	Kno moe	Kno moe	Kno moe
Invertebrados aquáticos	0	0,96	0,97	0,97	0,99
Algas	0	0	0	0	0
Perifiton	0,98	0	0	0	0
Vegetais superiores	0	0	0	0	0
Invertebrados terrestres	0	0,02	0,02	0,01	0
Detritos	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01

DPN4							
	Ast fas	Cha gom	Cha zeb	Hyp anc	Par nas	Pia arg	Ser het
Invertebrados aquáticos	0	1	1	0	0	0	0,07
Algas	0	0	0	0	0	0	0,14
Perifiton	0	0	0	0,92	1	0	0
Vegetais superiores	0	0	0	0	0	0	0
Invertebrados terrestres	1	0	0	0	0	0,09	0
Detritos	0	0	0	0,08	0	0,91	0,80

Tabela 5. Índice de importância alimentar das espécies nos riachos mais preservados (C) da bacia hidrográfica do alto São Francisco (SF).

CSF1				
	Ast riv	Cha fas	Cre var	Har nov
Invertebrados aquáticos	0,18	1	1	0
Algas	0	0	0	0
Perifiton	0	0	0	0,85
Vegetais superiores	0	0	0	0
Invertebrados terrestres	0,81	0	0	0
Detritos	0,01	0	0	0,15

CSF2		
	Ast riv	Cre var
Invertebrados aquáticos	0,76	1
Algas	0	0
Perifiton	0	0
Vegetais superiores	0,16	0
Invertebrados terrestres	0,06	0
Detritos	0,02	0

CSF3			
	Ast riv	Cha fas	Har nov
Invertebrados aquáticos	0,14	1	0
Algas	0	0	0
Perifiton	0	0	0,1
Vegetais superiores	0,34	0	0
Invertebrados terrestres	0,52	0	0
Detritos	0	0	0,9

Tabela 6. Índice de importância alimentar das espécies nos riachos menos preservados (D) da bacia hidrográfica do alto São Francisco (SF).

DSF1					
	Ast riv	Har nov	Tri bra	Tri var	
Invertebrados aquáticos	0,09	0	0,97	0,98	
Algas	0	0	0	0	
Perifiton	0	0,85	0	0	
Vegetais superiores	0	0	0	0	
Invertebrados terrestres	0,89	0	0,02	0,02	
Detritos	0,02	0,15	0,02	0	

DSF2					
	Ast riv	Har nov	Mic lep	Pia arg	Tri bra
Invertebrados aquáticos	0	0	0	0,48	1
Algas	0	0	0	0	0
Perifiton	0	0,20	0,92	0	0
Vegetais superiores	0,13	0	0	0,40	0
Invertebrados terrestres	0,43	0	0	0,09	0
Detritos	0,45	0,80	0,08	0,03	0

DSF3			
	Ast riv	Cre var	Har nov
Invertebrados aquáticos	0,13	1	0
Algas	0	0	0
Perifiton	0	0	0,53
Vegetais superiores	0,07	0	0
Invertebrados terrestres	0,79	0	0
Detritos	0,02	0	0,47

Tabela 7. Composição das guildas tróficas em cada uma das localidades amostradas. (C) áreas mais preservadas, (D) áreas menos preservadas, (PG) alto Paraguai, (PN) alto Paraná, (SF) alto São Francisco. Para siglas das espécies vide Tabela 1.

	Invertívoro aquático	Perifitívoro	Invertívoro terrerestre	Detritívoro	Onívoro
CPG1	Cha fas Cha zeb Odo peq	Anc sp.	Ast lin Moe bon		Jup aca
CPG2	Cha fas Cha zeb	Anc sp.	Ast lin	Hyp sp. Hyp coc	Jup aca Ast asu
CPG3	Cha fas	Anc sp.		Hyp sp	Ast lin
DPG1	Cha fas Cha zeb Hyp leu		Ast lin	Anc sp.	Ast sp.
DPG2	Cha fas Cha zeb Jup aca	Hyp coc	Ast lin Moe bon Moe san	Anc sp. Far par	
DPG3		Anc sp.			Ast lin Ast sp. Hyp leu
CPN1	Riv pic		Ast par		
CPN2			Ast par		
CPN3	Cha zeb Kno moe				
DPN1	Imp mir Kno moe	His fra			
DPN2	Kno moe				
DPN3	Kno moe				
DPN4	Cha gom Cha zeb	Hyp anc Par nas	Ast fas	Pia arg Ser het	
CSF1	Cha fas Cre var	Har nov	Ast riv		
CSF2	Ast riv Cre var				
CSF3	Cha fas		Ast riv	Har nov	
DSF1	Tri bra Tri var	Har nov	Ast riv		
DSF2	Tri bra	Mic sp		Har nov	Ast riv Pia arg
DSF3	Cre var	Har nov	Ast riv		

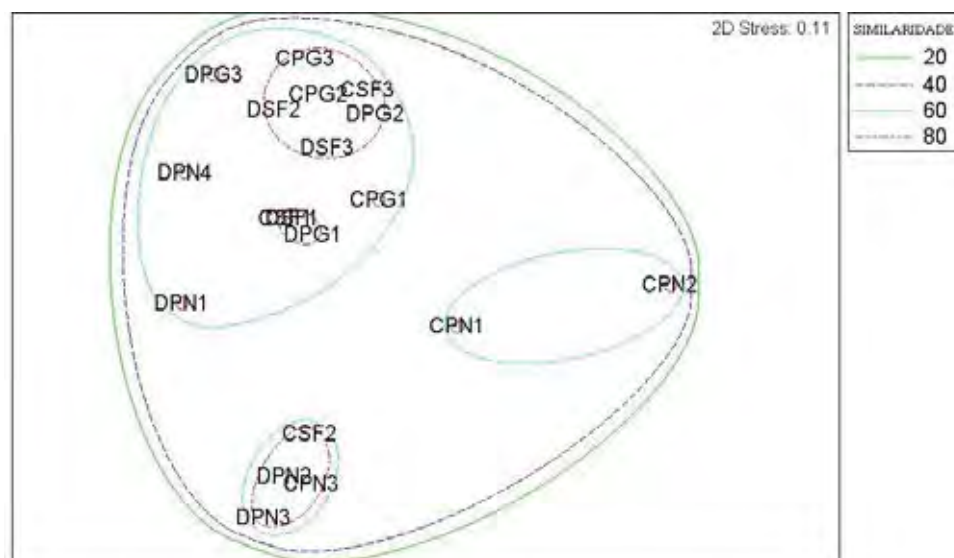


Figura 3. Projeção bidimensional dos eixos resultantes da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica com agrupamento utilizando o índice de importância alimentar (IAi) dos itens em cada localidade. Trechos menos preservados (D) e mais preservados (C) das bacias hidrográficas do alto Paraná (PN), alto Paraguai (PG) e alto São Francisco (SF).

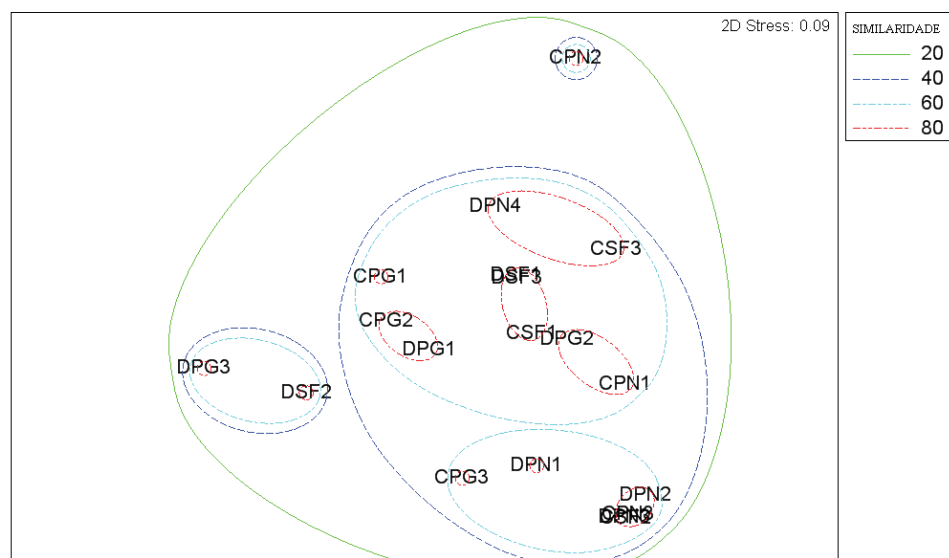


Figura 4. Projeção bidimensional dos eixos resultantes da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica com agrupamento utilizando os valores de abundância relativa das guildas em cada localidade. Trechos menos preservados (D) e mais

preservados (C) das bacias hidrográficas do alto Paraná (PN), alto Paraguai (PG) e alto São Francisco (SF).

Tabela 3. Resultados da ANOSIM para comparações entre bacias (PG – PN – SF) e entre graus de conservação em cada bacia. Comparações entre os índices de importância alimentar (IAi) dos itens consumidos e abundância relativa das guildas.

IAi Itens	R	p
Bacias	0,229	0,015
PG grau de conservação	-0,259	0,900
PN grau de conservação	0,315	0,114
SF grau de conservação	0,111	0,300
Abundância		
Bacias	0,120	0,085
PG grau de conservação	- 0,370	1,000
PN grau de conservação	- 0,028	0,457
SF grau de conservação	0,111	0,300

4. Discussão

Os itens autóctones apresentaram elevada importância na dieta dos peixes nas três bacias hidrográficas, refletindo constatações de outros autores em riachos tropicais (Moyle & Senanayake 1984, Costa 1987, Uieda et al. 1997, Casatti 2002, Lau et al. 2009), apesar do reconhecido papel do material alóctone na dieta de peixes (Angermeier & Karr 1984, Lowe-McConnell 1999). Esta elevada importância dos componentes autóctones em riachos de Cerrado pode estar relacionada com o grande aporte de matéria orgânica recebidas das áreas marginais (Henry et al. 1994). Este acúmulo de material alóctone (p.ex., folhas, galhos, troncos) é responsável por sustentar as cadeias tróficas baseadas em invertebrados detritívoros que servem como principal fonte de alimento para as comunidades ícticas.

Nas bacias do PG e SF a proporção de itens alóctones/autóctones foi semelhante, independentemente do grau de conservação dos riachos e pode refletir a alta semelhança fisionômica dos ambientes amostrados. Em contraste, nos riachos mais preservados da bacia do PN, a contribuição de material alóctone foi proporcionalmente maior que nas áreas menos preservadas, com destaque para a guilda dos insetívoros terrestres, composta por apenas uma espécie mas que dominaram nestes riachos. Provavelmente por se tratarem de trechos de nascente e não sustentarem a produtividade necessária para o desenvolvimento de cadeias secundárias autóctones (Gregory et al. 1991), o material alóctone serve como principal recurso para os peixes que são representados por poucas espécies que consomem itens arrastados pela corrente.

Guildas especializadas típicas de ambientes tropicais (p.ex., frugívoros, carnívoros e algívoros; Winemiller et al. 2008) não foram registradas. Apesar da ampla abordagem geográfica, este estudo se restringiu a áreas de cabeceira em cada

uma das bacias, onde a diversidade e modos alimentares é baixa. A guilda dos invertívoros aquáticos foi dominante em todas as bacias, representando o reflexo do papel que os invertebrados aquáticos (especialmente os insetos aquáticos) desempenham na organização das comunidades neotropicais (Flecker 1992). A guilda dos invertívoros aquáticos atua ainda de forma preponderante na ciclagem de nutrientes, como amônia e fosfato, em ambientes de riachos temperados (Wilson & Xenopoulos 2011) e provavelmente possui função similar em áreas tropicais. Diversos estudos apontam a predominância desta guilda na dieta de peixes tanto em riachos de Cerrado quanto em áreas de Mata Atlântica (Sabino & Castro 1990, Uieda et al. 1997, Resende & Pereira 2000, Casatti 2002, Cantarino & Verani 2003, Casatti et al. 2003, Deus & Petrere Jr. 2003, Esteves et al. 2008, Vidotto-Magnoni & Carvalho 2009), podendo se configurar como um dos possíveis padrões gerais relacionado à funcionalidade dos ecossistemas em áreas tropicais.

Espécies do gênero *Characidium* estiveram presentes em todas as bacias, sendo classificadas exclusivamente como invertívoras aquáticas, com a dieta basicamente composta por larvas e ninfas de insetos, retratando padrões já detectados em outros estudos (Godoy 1975, Saul 1975, Costa 1987, Sabino & Castro 1990, Castro & Casatti 1997, Uieda et al. 1997). O formato do corpo, a posição das nadadeiras peitorais e pélvicas e as táticas alimentares empregadas na captura de alimento permitem a indivíduos deste gênero o acesso a regiões pouco exploradas do ambiente lótico, como pequenos espaços entre rochas e seixos em áreas de alta correnteza (Godoy 1975), favorecendo a captura de insetos aquáticos que são comuns nestes micro-habitats (Aranha et al. 2000) e, portanto, a ocorrência deste tipo de dieta.

Evidências de plasticidade alimentar foram registradas na bacia do PG e na bacia do SF onde espécies de caracídeos (*Astyanax lineatus*, *Jupiaba acanthogaster* e

Hyphessobrycon luetkenii no PG e *Astyanax rivularis* no SF) variaram a dieta entre invertívora e onívora. Variações dessa natureza são comuns em rios e riachos sul-americanos (Lowe-McConnell 1999, Esteves & Aranha 1999, Abelha et al. 2001, Casemiro et al. 2002, Hahn et al. 2004) e são decorrentes principalmente de flutuações espaciais e temporais dos recursos alimentares, típicas de ambientes lóticos (Power 1983). Neste caso, são as espécies de caracídeos de pequeno porte as mais freqüentemente associados a tais variações em função do formato do corpo e das táticas alimentares adotadas, que os permitem capturar itens arrastados pela correnteza ao longo da coluna d'água (Castro 1999).

Enquanto que a composição da ictiofauna de riachos está fortemente relacionada à bacia de drenagem, as guildas tróficas variam principalmente em função de fatores como a filogenia e a distribuição de recursos no ambiente (Winemiller et al. 2008). No presente estudo, apesar da comunidade íctica ter sido distinta em cada bacia, ela apresentou forte semelhança nos atributos que descrevem a estrutura das guildas tróficas. Os itens alimentares mais importantes não variaram entre as bacias hidrográficas, nem quanto ao grau de conservação dentro de cada bacia. De modo similar, a abundância dos peixes também foi distribuída de forma semelhante entre as guildas em cada uma das bacias e graus de conservação. Dados como estes sugerem funcionalidade trófica equivalente entre as bacias hidrográficas, que não se altera frente a alterações de baixa magnitude na estrutura dos habitats aquáticos. Apesar de apresentarem algumas características que indicam baixa qualidade estrutural do habitat (p.ex., barrancos expostos, descontinuidade de vegetação ciliar, focos de deposição de sedimento fino), as comunidades dos riachos menos preservados não tiveram sua estrutura trófica alterada em um nível perceptível nestas análises. Alterações desta natureza são mais evidentes entre extremos de gradientes de

conservação, a exemplo de locais examinados nos estudos de Oliveira & Bennemann (2005) e Casatti et al. (2010).

A similaridade na estrutura trófica entre as bacias pode ainda ser o reflexo da ancestralidade comum à qual a fauna de peixes Neotropicais está submetida visto que, quanto mais aparentadas duas comunidades, mais ecologicamente similares elas se apresentam (Ibanez et al. 2009). Assim, talvez as contingências históricas ocasionadas durante o processo de evolução não tenham sido suficientes para alterar de forma significativa o modo de exploração dos recursos alimentares nos níveis observados. Sazima (1986) destaca a equivalência trófica existente entre comunidades de peixes de áreas marinhas e de riachos de planície, que apesar de distantes filogeneticamente, apresentam diversas similaridades funcionais. É possível que tais semelhanças entre as diferentes condições avaliadas sejam menos evidentes caso as categorias alimentares fossem mais detalhadas, visto que a resolução taxonômica é um dos fatores que mais contribuem na discriminação de graus de conservação (Olsgard et al. 1998).

Em síntese, a estrutura trófica da ictiofauna não variou em função das diferentes bacias hidrográficas ou dos distintos graus de conservação nos riachos examinados, refletindo, na resolução adotada, alta importância de invertebrados aquáticos que representam a principal fonte de recursos alimentares para os peixes de riachos de Cerrado.

5. Referências bibliográficas

- Abelha, M. C. F.; Agostinho, A. A. & Goulart, E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2): 425-434.
- Angermeier, P. L. & Karr, J. R. 1984. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9: 117-135.
- Aranha, J. M. R., Gomes, J. H. C. & Fogaça, F. N. O. 2000. Feeding of two sympatric species of *Characidium*, *C. lanei* and *C. pterostictum* (Characidiinae) in a coastal stream of Atlantic Forest (Southern Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43(5): 527-531.
- Bicudo, C. E. M. & Bicudo, R. M. T. 1970. Algas de águas continentais brasileiras. FBDe, São Paulo, 228p.
- Britski, H. A.; Sato, Y. & Rosa, A. B. S. 1984. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da Bacia do São Francisco. Brasília; Câmara dos Deputados/Codevasf, 143p.
- Britski, H. A.; Silimon, K. Z. S. & Lopes, B. S. 2007. Peixes do Pantanal: manual de identificação. Brasília: EMBRAPA, 184p.
- Cantarino, J. H. & Verani, G. J. R. 2003. Alimentação de espécies de peixes do reservatório de Três Marias. In: Godinho, H. P. & Godinho, A. L. (Eds.) Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas, 468p.
- Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2(2): 1-14.
- Casatti, L.; Mendes, H. F. & Ferreira, K. M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63: 213-222.
- Casatti, L.; Romero, R. M. R.; Teresa, F. B.; Sabino, J. & Langeani, F. 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(1): 50-59.
- Casemiro, F. A. S.; Hahn, N. S. & Fugui, R. 2002. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e

- após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 24(2): 419-425.
- Castro R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. Pp. 139-155. In: Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. (Eds). *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis vol. VI. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.*
- Castro R. M. C. & Casatti, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 7: 337-352.
- Clarke, K. R. & Gorley, R. N. 2006. *PRIMER v6: User manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth.*
- Costa, C.; Ide, S. & Simonka, C. E. 2006. *Insetos imaturos: metamorfose e identificação. Ribeirão Preto, Holos, 249p.*
- Costa, W. J. E. M. 1987. Feeding habits of a fish community in a tropical coastal stream, Rio Mato Grosso, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna & Environment*, 22: 145-153.
- Deus, C. P. & M. Petrere-Jr. 2003. Seasonal diet of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(4): 579-588.
- Esteves, K. E. & Aranha, J. M. R. 1999. *Ecologia trófica de peixes de riachos. Pp: 157-182, In: Caramaschi, E. P. R.; Mazzoni R. & Peres-Neto, P. R. (Eds.). Ecologia de Peixes de Riachos. Vol. VI. Oecologia Brasiliensis. Rio de Janeiro, Programa de Pós- Graduação em Ecologia UFRJ, 260p.*
- Esteves, K. E.; Lobo, A. V. P. & Faria, M. D. R. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River basin, Brazil). *Hydrobiologia*, 598: 373-387.
- Fernández, H. R. & Domingues, E. 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentônicos sudamericanos. San Miguel de Tucumán, Secretaría de Ciencia y técnica de la Universidad Nacional de Tucumán, 282p.*
- Flecker, A. S. 1992. Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream: weak direct vs. Strong indirect effects. *Ecology*, 73(3): 927-940.
- Godoy, M. P. 1975. *Peixes do Brasil: Subordem Characoidei. Ed. Franciscana, São Paulo.*
- Goulding, M. 1980. *The fishes and the forest. Exploration in Amazonian Natural*

- History. Berkeley, University of California Press, 280p.
- Gregory, S. V.; Swanson, F. J.; McKee, W. A. & Cummins, K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, 41: 540-551.
- Hahn, N. S., Fugi, R. & Andrian, I. F. 2004. Trophic ecology of the fish assemblages. Pp. 247-269, In: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (Eds.). *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, Backhuys Publishers, 393p.
- Henry, R.; Uieda, V. S.; Afonso, A. A. O. & Kikuchi, R. M. 1994. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte*, 25: 1866-1870.
- Ibañez, C.; Belliard J.; Hughes, R. M; Irz, P.; Kamdem-Toham, A.; Lamouroux, N.; Tedesco, P. A. & Oberdorff, T. 2009. Convergence of temperate and tropical stream fish assemblages. *Ecography*, 32: 658-670.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21-27.
- Kawakami, E. & Vazzoler, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29: 205-207.
- Klink, C. A. & Machado, R. B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, 1(1): 147-155.
- Lau, D. C. P.; Leung, K. M. Y. & Dudgeon, D. 2009. Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater streams? *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2): 426-439.
- Léveque, C.; Oberdorff, T.; Paugy, D.; Stiassny, M. L. J. & Tedesco, P. A. 2008. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 545-567.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. *Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais*, EDUSP, São Paulo.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Iowa, Dubuque, Kendall/Hunt, 2a ed., 722p.
- Moyle, P. B. & Senanayake, F. R. 1984. Resource partitioning among the fishes of rainforest streams in Sri Lanka. *Journal of Zoology*, 202: 195-223.

- Mugnai, R.; Nessimian, J. L. & Baptista, D. F. 2001. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Technical Books Editora, 1ª ed., 174p.
- Myers, N. R.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853- 858.
- Oliveira, D. C. & Bennemann, S. T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 5(1): 1-13.
- Olsgard, F.; Somerfield, P. J. & Carr, M. R. 1998. Relationships between taxonomic resolution, macrobenthic community patterns and disturbance. *Marine Ecology Progress Series*, 172: 25-36.
- Power, M. E. 1983. Grazing responses of tropical freshwater fishes to different scales of variation in their food. *Environmental Biology of Fishes*, 9(2): 103-115.
- Resende, E. K. & Pereira, R. A. C. 2000. Peixes onívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Boletim de Pesquisa Embrapa Pantanal*, 16: 1-44.
- Sabino, J. & R. M. C. Castro. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho de floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 50: 23-36.
- Saul, W. G. 1975. An ecological study of fishes at a site in upper Amazonian Ecuador. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 127: 93-134.
- Sazina, I. 1986. Similarities in feeding behavior between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *Journal of Fish Biology*, 29: 53-65.
- Silva, C. C.; Ferreira, E. J. G. & Deus, C. P. 2008. Diet of *Bryconops alburnoides* and *B. caudomaculatus* (Osteichthyes: Characiformes) in the region affected by Balbina Hydroelectric Dam (Amazon drainage, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 6(2): 237-242.
- Simberloff, D. & Dayan, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22: 115-143.
- Smogor, R. A. & Angermeier, P. L. 1999. Relations between fish metrics and measures of anthropogenic disturbance in three IBI regions in Virginia. Pp. 585-610, In: *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities* (T. P. Simon, ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida.

- Uieda, V. S.; Buzzato, P. & Kikuchi, R. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do Sudeste do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 69: 243-252.
- Vari, R. P. & Weitzman, S. H. 1990. A review of the phylogenetic biogeography of the freshwater fishes of South America. Pp. 381-393, In: Peters, G. & Hutterer, R. (Eds.) *Vertebrates in the tropics*. Alexander Koenig Zoological Research Institute and Zoological museum, Bonn.
- Vidotto-Magnoni, A. P. & Carvalho, E. D. 2009. Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir. *Neotropical Ichthyology*, 7(4): 701-708.
- Wilson, H. F. & Xenopoulos, M. A. 2011. Nutrient recycling by fish in streams along a gradient of agricultural land use. *Global Change Biology*, 17(1): 130-139.
- Winemiller, K. O.; Agostinho, A. A. & Caramaschi, E. P. 2008. Fish ecology in tropical streams. Pp.107-146, In: Dudgeon, David (Ed.). *Tropical stream ecology*. San Diego: Academic Press.

CAPÍTULO 3

Conexões entre peixes e micro-habitats em riachos de Cerrado: estruturas chave do ambiente e convergência no uso do nicho trófico

Resumo

O objetivo deste estudo foi investigar o uso do espaço pelas assembléias de peixes de água doce, a importância relativa das porções internas de micro-habitat aquático e testar a similaridade trófica no uso destas dimensões do nicho. Foram amostrados 19 riachos em três bacias hidrográficas distintas (Paraguai – PG, Paraná – PN e São Francisco – SF), abrangendo o bioma Cerrado. No total, 74 horas de observações subaquáticas diurnas e noturnas foram conduzidas durante os períodos de seca e chuva com intuito de registrar a associação das espécies de peixes (37 espécies no PG, 49 no PN e 19 no SF) com porções do micro-habitat ($n=11$). As porções de micro-habitat foram visualmente quantificadas, a abundância dos peixes foi obtida pela coleta dos mesmos e sua dieta por meio de análises de conteúdo estomacal. Dados de presença e ausência foram usados para avaliação da conectância das espécies com as porções de micro-habitat; esta medida é capaz de mostrar a porcentagem de interação das espécies com os micro-habitats e também o contrário. Os pequenos Characidae mostraram as maiores interações com micro-habitat (maiores que 50%), especialmente as espécies do gênero *Astyanax* em todas as bacias. Adicionalmente, a abundância dos peixes e a conectância das espécies foram positivamente correlacionadas nas três bacias ($p=0,42$; $p=0,002$). Os micro-habitats laterais em geral foram os mais explorados pelos peixes, porém porções distintas foram mais importantes em cada bacia. Nos riachos do PG a vegetação em contato com a água, a superfície e coluna laterais foram as mais conectadas ($C=0,35$) enquanto que raiz fina em rede ($C=0,45$) representou a estrutura de micro-habitat mais explorada na bacia na bacia do PN e substrato duro e raiz fina em rede ($C=0,68$, $C=0,37$ respectivamente) no SF. Adicionalmente, a disponibilidade de substrato duro ($r=0,792$; $p<0,001$) e raiz fina em rede ($r=0,596$; $p=0,007$) foram positivamente relacionadas a grandes conectâncias. Estas medidas permitem a detecção de estruturas chaves de habitat, consideradas de grande importância na restauração e manejo de ecossistemas aquáticos. A exploração do nicho trófico foi similar nas três bacias hidrográficas, indicando um nível de convergência no uso das porções de micro-habitat.

Palavras-chave: conectância, micro-habitat, nicho espacial, nicho trófico.

1. Introdução

A ocupação de ambientes aquáticos pelos peixes está acompanhada pela radiação de características estruturais, fisiológicas e comportamentais (Keenleyside 1979); entre estas, destaca-se o “uso de hábitat” como característica fundamental para o entendimento de questões básicas a respeito das dimensões do nicho e da colonização de novos ambientes.

As adaptações basais na vida dos peixes se referem principalmente à procura e ingestão de alimento, fuga de predadores e reprodução (Keenleyside 1979), sendo todas estas características fortemente influenciadas por componentes espaciais. Comunidades neotropicais de peixes de água doce são demasiadamente ricas em espécies e apresentam relações complexas entre seus componentes e o hábitat (Lowe-McConnell 1987). Apesar dos peixes aparentemente ocuparem uma ampla faixa de habitats, com distribuição aleatória no ambiente, alguns estudos mostram certas preferências por determinados tipos de micro-habitats (Sabino & Castro 1990, Bain & Knigh 1996, Sabino & Zuanon 1998, Grossman & Ratajczak 1998), similaridades ecológicas entre comunidades distintas e a partilha no uso dos recursos do ambiente (Ross 1986, Sazima 1986, Rozas & Odum 1988, Aranha et al. 1998, Casatti et al. 2003).

Dada a especificidade das condições naturais, determinadas características de uso do espaço só podem ser estudadas “*in natura*”. Embora o uso de técnicas de mergulho para estudos ictiológicos seja pouco freqüente, a observação subaquática tem se destacado como poderosa ferramenta científica (Sazima 1986, Sazima & Caramaschi 1989, Sabino & Castro 1990, Greenberg 1991, Sabino & Zuanon 1998, Sabino 1999, Hodder et al. 2007). Estudos em grande escala devem levar em consideração diferentes composições taxonômicas e histórias de vida dos

componentes, de modo a ampliar os horizontes do entendimento das relações ecológicas em ambientes aquáticos (Rincón 1999).

A distribuição das espécies de peixes nos micro-habitats disponíveis pode fornecer importantes informações sobre características evolutivas, histórias de vida, estratégias alimentares e ocupação de habitat (Rincón 1999), permitindo a identificação de estruturas chave no ambiente e seu uso em propostas conservacionistas.

Medidas de conectância são excelentes ferramentas para a verificação das porções mais utilizadas do ambiente, pois refletem a porcentagem da comunidade diretamente ligada a elas; assim, porções mais conectadas fornecem recurso a um maior número de espécies, por isso podem ser consideradas “chave”. Hynes (1970) destaca o papel das estruturas de habitat em ambientes de riachos, tanto na diversificação alimentar, quanto na disponibilização de refúgios para comunidades ícticas. Karr & Chu (1999) apontam a descaracterização destas estruturas como um dos principais impactos negativos das atividades humanas sobre os ambientes aquáticos, de forma que a identificação destes componentes pode significar em um ganho de foco em projetos de conservação e restauração ambiental.

O presente estudo foi desenvolvido em ambientes de riacho de três bacias hidrográficas distintas com objetivo de identificar as redes de interações entre as espécies de peixes e as porções de micro-habitat. Foram identificadas as porções “chave” do ambiente e as espécies mais plásticas quanto ao uso do espaço. Adicionalmente, foi testada a hipótese de que existe convergência funcional no uso do nicho alimentar pela ictiofauna independente da bacia hidrográfica.

2. Material e métodos

A descrição das áreas de estudo e dos riachos está apresentada na “Introdução geral” desta Tese.

2.1. Coleta de dados

Foram realizadas 36 amostragens na bacia do alto Paraguai, 36 na bacia do alto São Francisco e 42 na bacia do alto Paraná. Com intuito de isolar as unidades amostrais, o trecho de 80 metros era fechado à montante e à jusante por redes de bloqueio (5 mm de malha). Durante uma hora, dois coletores empregaram técnicas de coletas manuais, prezando pela melhor técnica para cada tipo de meso e micro-hábitat explorado. Para a coleta dos exemplares foram utilizadas redes de arrasto (malha 2 mm) e puçás (malha 2 mm) ao longo de todo o trecho. Os peixes coletados foram anestesiados (2,5 g de benzocaína em 5 l de água) e fixados em formol 10%. Em laboratório, os mesmos eram lavados e transferidos para solução de EtOH 70%. Todos os peixes coletados foram identificados seguindo as chaves de identificação (Britski et al. 1984, Britski et al. 2007), mas também tiveram a identidade taxonômica confirmada por especialista (Dr. Francisco Langeani) e foram depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica (DZSJRP) do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (IBILCE), UNESP, São José do Rio Preto, SP, sob os registros 11431-11651 (alto São Francisco), 11652-11932 (alto Paraná) e 11934-12205 (alto Paraguai). A coleta e o transporte dos peixes foram autorizados pelo IBAMA (licença nº11469-1, de 27/11/2007).

Antes dos procedimentos de coleta da ictiofauna foram realizadas 74 horas de observação subaquáticas nos mesmos trechos selecionados para amostragem da ictiofauna nas três bacias hidrográficas. Foi empregado o mergulho livre em todos os

trechos com transparência subaquática superior a 50 cm. As técnicas “*ad libitum*” e animal focal foram utilizadas para o registro de ocorrência de espécies e fidelidade de uso de porções de micro-habitat, tanto no período diurno quanto no noturno. Algumas espécies não foram registradas durante as observações em razão da baixa transparência da água, mas foram coletadas. Estas espécies foram incluídas nas análises, pois a metodologia de coleta empregada na captura dos peixes permite o estabelecimento de relações confiáveis com porções do micro-habitat.

Após as primeiras sessões subaquáticas, foram identificados 11 micro-habitats comuns a todas as bacias (Tabela 1, Figura 2), que foram mapeados e quantificados (% do leito ocupado). Em cada trecho de riacho as espécies de peixes foram registradas levando-se em consideração o uso de estruturas do habitat, a distribuição na coluna d’água, locais de forrageamento e abrigo.

Tabela 1. Descrição das porções de micro-habitat identificadas.

Estrutura de micro-habitat	Símbolo	Descrição
Vegetação marginal em contato com a água	VM	Galhos de árvores com folhas ainda verdes em contato com a água, gramíneas e herbáceas na lateral do córrego na dimensão do ecótono água-terra.
Superfície lateral	SL	Região em geral mais rasa e lântica do curso d'água, muitas vezes sombreada pela vegetação marginal.
Superfície canal	SC	Região mais profunda, dinâmica e lótica do curso d'água, as espécies que utilizam esta porção do habitat em geral capturam itens arrastados na superfície do canal.
Coluna canal	CC	Região mais profunda do canal, forte influência do fluxo, portanto muito rápida, as espécies que utilizam esta porção do habitat em geral capturam itens arrastados na coluna do canal.
Coluna lateral	CL	Região menos profunda do canal, menor influência do fluxo, portanto mais lântica e irregular.
Galhos e troncos	GT	Troncos e galhos sem folhas, geralmente encontrados em áreas de poço, ou em curvas do curso d'água.
Macrófitas	MA	Plantas enraizadas totalmente submersas ou emergentes.
Substrato duro	SD	Seixos, cascalho grosso, rochas e laje. Pode ser encontrado em áreas de corredor, poço e corredeira.
Substrato inconsolidado	SI	Areia, silte e cascalho fino, encontrado geralmente em poços e corredores, geralmente onde o fluxo é mais fraco.
Folhiço	FO	Estrutura transitória, composta por uma mistura de restos de folhas e pequenos galhos depositados no fundo do córrego, comum nas laterais e em áreas de poço.
Raízes finas em rede	RFR	Raízes de plantas terrestres e aquáticas, formando um emaranhado de filamentos radiculares distribuídos em redes.

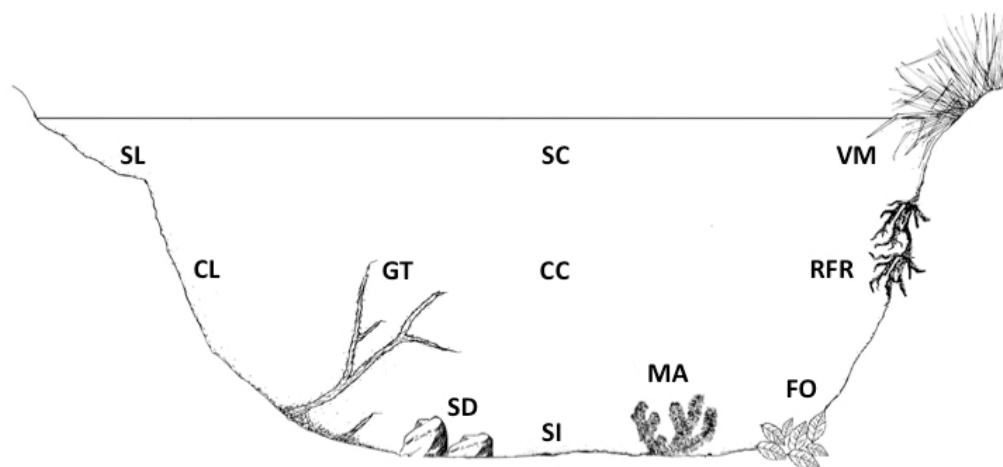


Figura 2. Corte transversal (sem escala) de um riacho mostrando as porções de micro-habitat. SL – superfície lateral, CL – coluna lateral, GT – galhos e troncos, SD – substrato duro, SI – substrato inconsolidado, CC – coluna do canal, SC – superfícies da coluna, MA – macrófita, FO – folhagem, RFR – raiz fina em rede, VM – vegetação marginal.

Para avaliar a dieta das espécies foram identificados os conteúdos estomacais daquelas com pelo menos 10 exemplares coletados durante o período seco em cada riacho. Os itens alimentares foram triados e identificados buscando a melhor resolução taxonômica possível com auxílio de literatura especializada (Bicudo & Bicudo 1970, Fernández & Domingues 2001, Merritt et al. 2008, Costa et al. 2006, Mugnai et al. 2010).

Para cada item alimentar foram calculadas a frequência de ocorrência e a dominância, utilizados no cálculo do índice de importância alimentar (IA_i; Kawakami & Vazzoler 1980). Neste cálculo, o volume presente na equação original foi substituído pela dominância, seguindo a fórmula: $IA_i = O_i \times D_i / \sum (O_i \times D_i)$, onde IA_i é o Índice de importância alimentar; O_i é a porcentagem de ocorrência do item “i”; D_i é a importância de ocorrência do item “i”. Desta forma, durante a construção

do índice de importância alimentar (IAi) itens ocasionais que não dominaram nenhuma vez não contribuem na determinação das guildas e os padrões alimentares emergentes formam grupos mais reais e coesos.

Os itens alimentares foram agrupados nas categorias invertebrados terrestres (insetos terrestres, anelídeos, aracnídeos), invertebrados aquáticos (insetos aquáticos, crustáceos, moluscos, ácaros aquáticos), detritos (detritos e material não identificado), algas, perifiton e vegetais superiores. A determinação das guildas tróficas ocorreu a partir dos valores de IAi para cada categoria alimentar. Categorias com valores do IAi superiores a 0,5 para determinaram a guilda de cada espécie (invertívoro-aquático, invertívoro-terrestre, detritívoro, algívoro, perifítívoro e herbívoro) e valores de IAi menores que 0,5 para cada categoria indicaram espécies onívoras.

2.2. Análise dos dados

Uma matriz de presença e ausência foi construída com base na ocorrência das espécies em cada estrutura de micro-habitat de cada localidade (conexões), esta análise permite o cálculo de medidas de conectância (razão entre as conexões observadas e o número de conexões possíveis, Fonseca & John 1996). A conectância mede a proporcionalidade das relações e pode ser calculada tanto para as espécies (Cs) quanto para as porções de micro-habitats (Ch). Este tipo de abordagem promove a visualização detalhada da distribuição das espécies nas estruturas de micro-habitat e gera um valor numérico para fins comparativos.

A conectância de espécies (Cs) evidencia a amplitude de nicho espacial, de modo que altos valores de Cs indicam maior amplitude de nicho espacial. A abundância relativa das espécies de todas as bacias foi correlacionada (Coeficiente de

correlação de Spearman) com os respectivos valores de Cs, com objetivo de saber se existe relação entre estas duas variáveis.

A conectância do hábitat (Ch) indica o nível de utilização das porções de micro-hábitat pela comunidade, com altos valores indicando maior agregação de espécies a estas porções. As medidas de Ch podem ser calculadas em diversas escalas, para informações sobre a importância das estruturas em micro-escala (riacho) dividiu-se o número de conexões observadas em cada porção de micro-hábitat pelo número de espécies presentes no riacho. Já para informações na meso-escala (bacia), dividiu-se o número de conexões observadas nas porções de micro-hábitat em todas as amostragens regionais pelo número de espécies que ocorreram na bacia.

Os valores de Ch em cada riacho foram correlacionados com as respectivas porcentagens de ocorrência destas estruturas no riacho (Coeficiente de correlação de Spearman), com objetivo de verificar se a disponibilidade de estruturas de hábitat afeta sua relação com as espécies. As porções de hábitat que puderam ser quantificadas foram: raiz fina em rede, vegetação marginal, macrófitas, folhiço, galhos e troncos, substrato inconsolidado, substrato duro (detalhes sobre os métodos de quantificação estão apresentados na “Introdução geral” da Tese). Os resultados desta análise fornecem indicações sobre a influência das estruturas de micro-hábitat em macro escala.

A similaridade na dieta das espécies que compõe cada um dos 11 micro-habitats analisados em cada uma das bacias foi avaliada pela ANOSIM a partir dos valores do IAI. Esta análise foi utilizada para testar a hipótese nula de que não existem diferenças na composição das dietas nos mesmos tipos de micro-habitats entre bacias hidrográficas. As análises foram conduzidas com o software PRIMER v6 (Clarke & Gorley 2006) com 0,05 de significância.

3. Resultados

A ocorrência das espécies em cada porção de micro-habitat por bacia e os valores da Cs são apresentados na Tabela 2. Na bacia do PG foram registradas 37 espécies de peixes e as que tiveram as maiores amplitudes de uso de espaço foram *Astyanax lineatus* (Cs = 0,64), *Astyanax asuncionensis*, *Jupiaba acanthogaster* e *Astyanax* sp. (Cs = 0,55). Na bacia do PN foram registradas 49 espécies de peixes e as com maior conectância foram *Astyanax altiparanae* (Cs = 0,64), *Astyanax fasciatus* (Cs = 0,55) e *Astyanax paranae* (Cs = 0,55). Na bacia do SF foram registradas 19 espécies e as mais conectadas foram *Creagrutus varii* (Cs = 0,73) e *Astyanax rivularis* (Cs = 0,64). Também foi constatada correlação significativa entre Cs e suas respectivas abundâncias ($\rho = 0,42$; $p = 0,002$) para todos os riachos em conjunto.

Quando analisados individualmente, os riachos se assemelham ao padrão encontrado para a bacia; em geral a dimensão lateral do córrego, juntamente com substrato consolidado, foram as porções de habitat mais conectadas de todas as bacias (Tabela 3). Na bacia do PG, a vegetação marginal, a porção superficial lateral e superficial da coluna d'água foram igualmente importantes em termos de número totais de conexões com as espécies (Ch = 0,35); na bacia do PN, a porção de habitat mais importante para as espécies, isto é a que apresentou maior número de espécies a ela relacionadas, foi raiz fina em rede (Ch = 0,45); na bacia do SF, destacaram-se o fundo consolidado (Ch = 0,68) e as raízes finas em rede (Ch = 0,37).

A correlação entre a Ch e a quantidade disponível das estruturas em cada riacho foi positiva para substrato duro ($\rho = 0,792$; $p < 0,001$) e raiz fina em rede ($\rho = 0,596$; $p = 0,007$), quando as medidas de todas as bacias foram analisadas em conjunto (Tabela 4).

Tabela 2. Espécies registradas nos micro-habitats em cada uma das bacias hidrográficas, alto rio Paraguai (PG), alto rio Paraná (PN) e alto rio São Francisco (SF). Siglas das espécies, valores da conectância de cada espécie (Cs). Porções de micro-habitat: RFR – raiz fina em rede, VM – vegetação marginal, SL – superfície lateral, SC – superfícies da coluna, CC – coluna do canal, CL – coluna lateral, GT – galhos e troncos, MA – macrófita, SD – substrato duro, SI – substrato inconsolidado, FO – folhicho.

[illegible]

Continua

Continuação Tabela 2

<i>Moenkhausia bonita</i>	Moe bon	0,36	•	•	•				•				
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Moe san pg	0,18		•					•				
<i>Odontostilbe pequirá</i>	Odo peq	0,27			•				•			•	
<i>Parodon nasus</i>	Par nas	0,09									•		
<i>Phenacorhamdia hoehnei*</i>	Phe hoe	0,09											•
<i>Piabarchus analis*</i>	Pia ana	0,18			•				•				
<i>Piabarchus torrenticola*</i>	Pia tor	0,18			•				•				
<i>Pimelodella gracilis</i>	Pim gra	0,18									•	•	
<i>Prochilodus lineatus</i>	Pro lin	0,09										•	
<i>Pseudopimelodus pulcher</i>	Pse pul	0,09									•		
<i>Rhamdia quelen</i>	Rha que pg	0,36	•								•	•	•
<i>Rineloricaria lanceolata</i>	Rin lan	0,27	•	•					•				
<i>Serrapinnus calliurus</i>	Ser cal	0,18			•				•				
<i>Synbranchus marmoratus*</i>	Syn mar pg	0,09	•										
<i>Xenrobrycon macropus*</i>	Xen Mac	0,09			•								

Espécie	Sigla	Cs	Porções de hábitat										
			RFR	VM	SL	SC	CC	CL	GT	MA	SD	SI	FO
PN													
<i>Apareiodon affinis</i>	Apa aff	0,18								•	•		
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	Apa ibi	0,18								•	•		
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Asp fus	0,18										•	•
<i>Astyanax altiparanae</i>	Ast alt	0,63	•	•	•	•	•	•					•
<i>Astyanax fasciatus</i>	Ast fas	0,54	•	•	•	•	•	•					
<i>Astyanax paranae</i>	Ast par	0,54	•	•	•	•	•	•					
<i>Bryconamericus stramineus</i>	Bry str	0,36			•	•	•	•					
<i>Cetopsis gobioides*</i>	Cet gob	0,09	•										
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	Cet ihe	0,09									•		
<i>Characidium aff. zebra</i>	Cha zeb pn	0,18								•	•		

<i>Piabina argentea</i>	Pia arg	0,45		•	•	•	•		•
<i>Rhamdia quelen</i>	Rha que sf	0,36	•					•	•
<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	Tri bra	0,27	•					•	•
<i>Trichomycterus reinhardti</i>	Tri rei	0,09						•	
<i>Trichomycterus variegatus</i>	Tri var	0,18						•	•

*Ocorrência no micro-habitat determinada a partir de informações obtidas por meio de observação indireta durante as coletas.

Tabela 3. Valores da conectância das porções de micro-habitat (Ch) nas bacias do alto Paraguai (PG), alto Paraná (PN) e alto São Francisco (SF) - Meso-escala e em cada uma das localidades amostradas - Micro-escala. Áreas mais preservadas (C) e menos preservadas (D). Porções de micro-habitat: RFR – raiz fina em rede, VM – vegetação marginal, SL – superfície lateral, SC – superfícies da coluna, CC – coluna do canal, CL – coluna lateral, GT – galhos e troncos, MA – macrófita, SD – substrato duro, SI – substrato inconsolidado, FO – folhio.

	RFR	VM	SL	SC	CC	CL	GT	MA	SD	SI	FO
PG	0,32	0,35	0,35	0,16	0,16	0,35	0,08	0,14	0,32	0,27	0,19
CPG1	0,36	0,36	0,36	0,21	0,21	0,36	0,07	0,21	0,50	0,29	0,29
CPG2	0,29	0,36	0,36	0,29	0,29	0,36	0,07	0,14	0,43	0,29	0,36
CPG3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,00	0,2	0,8	0,2	0,4
DPG1	0,45	0,36	0,36	0,18	0,18	0,36	0,00	0,27	0,55	0,27	0,36
DPG2	0,28	0,36	0,4	0,16	0,16	0,4	0,12	0,08	0,32	0,24	0,16
DPG3	0,36	0,36	0,36	0,27	0,27	0,36	0,00	0,27	0,55	0,36	0,36
PN	0,45	0,24	0,27	0,10	0,12	0,24	0,10	0,14	0,20	0,12	0,08
CPN1	0,75	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0	0	0,25	0,25	0,2
CPN2	0,75	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0	0	0,25	0,25	0,2
CPN3	0,54	0,15	0,23	0,15	0,15	0,23	0,15	0,15	0,38	0,23	0,23
DPN1	0,56	0,22	0,26	0,11	0,11	0,22	0,15	0,04	0,11	0,15	0,11
DPN2	0,61	0,30	0,26	0,17	0,22	0,30	0,13	0,04	0,17	0,17	0,09
DPN3	0,50	0,07	0,29	0,14	0,14	0,21	0,07	0,14	0,29	0,21	0,14
DPN4	0,35	0,24	0,24	0,12	0,12	0,24	0,18	0,41	0,53	0,06	0,12
SF	0,37	0,21	0,16	0,16	0,16	0,16	0,05	0,21	0,68	0,21	0,11
CSF1	0,5	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,7	0,2	0
CSF2	0,60	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,00	0,20	0,60	0,30	0,20
CSF3	0,50	0,25	0,17	0,17	0,17	0,17	0,08	0,17	0,75	0,25	0,17
DSF1	0,50	0,30	0,20	0,20	0,20	0,20	0,10	0,20	0,70	0,20	0,10
DSF2	0,36	0,29	0,21	0,21	0,21	0,21	0,07	0,14	0,64	0,14	0,07
DSF3	0,55	0,27	0,18	0,18	0,18	0,18	0,09	0,18	0,73	0,27	0,18

Tabela 4. Correlação de Spearman entre a conectância das porções de habitat (Ch) e a quantidade das estruturas no habitat. ρ = coeficiente de correlação de spearman e p = nível de significância.

Porções de micro-habitat	ρ	p
Substrato duro	0,792	0,001
Substrato inconsolidado	-0,35	0,141
Raiz fina em rede	0,596	0,007
Folhio	0,334	0,161
Galhos e troncos	0,03	0,892
Macrófitas	0,05	0,834
Vegetação marginal	-0,38	0,108

Foram analisados 750 estômagos de exemplares provenientes das três bacias hidrográficas. Apesar da diferente composição específica nas bacias, as principais guildas e o índice de importância alimentar das espécies que utilizam cada um dos micro-habitats foi semelhante entre as bacias (Tabela 5), sugerindo uma utilização similar.

Tabela 5. Relação das estruturas de micro-habitat, as espécies que compuseram a dieta de cada micro-habitat, os itens principais que compuseram a dieta, os valores de R e p provenientes da análise de similaridade (ANOSIM). Invetívoro aquático (INV AQU), Invertívoro terrestre (INV TER), Onívoro (ONI), Perifitívoro (PER), Detritívoro (DET).

Porções	Espécies	Guildas principais	R	p
Vegetação marginal	Cre var, Ast riv, Mic sp, Ast asu, Ast lin, Jup aca, Moe bon, Ast sp., Hyp lue, Far par, Moe san, Ast fas, Ast par, His fra	INV AQU INV TER ONI PER DET	0,134	0,178
Raiz fina em rede	Cre var, Ast riv, Tri bra, Mic sp. Ast lin, Jup aca, Moe bon, Hyp leu, Imp mir, Ast par, Hyp anc, Ast fas	INV AQU INV TER ONI PER	-0,024	0,470
Coluna lateral	Cre var, Ast riv, Ast asu, Ast lin, Jup aca, Moe bon, Odo peq, Ast sp., Hyp leu, Ast fas, Ser het, Ast par, Kno moe	INV AQU INV TER ONI	0,074	0,259
Superfície lateral	Cre var, Ast riv, Ast asu, Ast lin, Jup aca, Moe bon, Odo peq, Ast sp., Hyp leu, Ast fas, Ser het, Ast par, Kno moe	INV AQU INV TER ONI	0,074	0,251
Superfície canal	Cre var, Ast riv, Ast lin, Ast sp., Jup aca, Ast asu, Kno moe, Ast par, Ast fas	INV AQU INV TER ONI	0,323	0,096
Coluna canal	Cre var, Ast riv, Ast lin, Ast sp., Jup aca, Ast asu, Kno moe, Ast par, Ast fas	INV AQU INV TER ONI	0,323	0,096
Substrato consolidado	Cre var, Tri bra, Odo peq, Ast lin, Ast asu, Ast sp., Pia arg, Kno moe	INV AQU INV TER ONI DET	0,338	0,076
Substrato duro	Cha fas, Har nov, Tri bra, Tri var, Anc sp., Cha zeb prg, Cha fas, Hyp coc, Hyp sp., Cha gom, Cha zeb prn, Par nas, Hyp anc	INV AQU PER DET	-0,094	0,688
Folhiço	Tri var, Anc sp., Cha zeb, Cha fas, Hyp coc, Hyp anc, Riv pic	INV AQU PER	-0,143	0,686
Macrofita	Ast riv, Cre var, Cha zeb prg, Cha fas, Cha gom, Cha zeb prn, Par nas, Riv pic	INV TER INV AQU PER	-0,150	0,100
Galhos e troncos	Far par, Hyp coc, Mic sp., Hyp anc, His fra	PER DET	0,500	0,267

4. Discussão

Amplitude de nicho espacial

As espécies estiveram amplamente distribuídas nas porções de micro-habitat, refletindo a ocupação heterogênea do ambiente em todas as bacias. Algumas características da ictiofauna neotropical citadas por Castro (1999) podem explicar este fenômeno, tais como o tamanho reduzido e a presença de ciclo de vida curto, que seriam favoráveis à ocupação efêmera de ambientes instáveis como os de riachos.

As espécies que se conectam a uma maior quantidade de porções de micro-habitat consequentemente possuem maior amplitude de nicho espacial, portanto podem ser consideradas como as mais plásticas em relação ao uso do nicho espacial. Nas três bacias, as espécies que apresentaram maiores valores de Cs foram representantes da família Characidae. Esta família está incluída na ordem Characiformes, que apresenta posição basal dentro de Ostariophysi, grupo que possui forte tendência à diversificação morfológica e exploração das porções nectônicas do habitat (Vari 1998). O formato do corpo (Keenleyside 1979), tamanho reduzido (Castro 1999), habilidade de formar grupos de variados tamanhos para exploração do espaço (Orsi et al. 2004), hábitos alimentares generalistas (Abelha et al. 2001, Orsi et al. 2004, Abelha et al. 2006) e a prática da captura de itens arrastados na correnteza (Casatti & Castro 1998) são características que permitem o uso de diversos extratos da coluna d'água e promovem, consequentemente, maior amplitude de nicho espacial pelos membros desta família. Todos estes atributos reforçam a característica de oportunismo alimentar já atribuída ao grupo em outros estudos (Rezende & Mazzoni 2003, Mazzoni & Rezende 2003, Ceneviva-Bastos & Casatti 2007).

A abundância e a conectância das espécies são variáveis correlacionadas e mostram que os peixes mais abundantes são também os mais conectados, reforçando

hábitos generalistas. De acordo com o princípio da otimização (Maynard Smith 1978), é previsto que populações com maior amplitude de nicho espacial acabem por evitar a sobreposição no uso de recursos, o que otimizaria sua sobrevivência e reprodução, consequentemente aumentando em número. Assim, as espécies de peixes que utilizam mais porções de micro-hábitat, obteriam vantagens adaptativas que refletem em maior abundância nos ambientes de riacho.

Os baixos valores de Cs obtidos para algumas espécies (vide Tabela 2, espécies marcadas com *) não necessariamente refletem a baixa amplitude de nicho destas espécies. Por exemplo, o uso do hábitat de *Tatia neivai* foi verificado a partir do registro de exemplares durante as coletas e, desta maneira, não foi possível registrar toda a variedade de micro-hábitats ocupados pela espécie. Neste caso específico, além da associação com raízes finas em rede, os indivíduos são provavelmente capazes de explorar as porções superficiais da coluna d'água, visto o registro anterior da captura de itens na superfície d'água (Sabino & Zuanon 1998), representando uma evidência que o uso de nicho espacial deve ser maior do que o determinado no presente estudo.

Estruturas chave

Estruturas de micro-hábitat podem ter importâncias distintas para comunidades de peixes (Meffe & Sheldon 1988), conforme detectado neste estudo. Porém diferentes padrões aparecem quando se analisa os dados em várias escalas. Ward (1989) menciona a dimensão lateral como um dos componentes mais importantes na estruturação das comunidades em riachos, principalmente em razão das trocas de matéria e energia existentes entre os componentes internos e externos do riacho. Esta dimensão pode ser representada no presente estudo pelas porções

“superfície lateral”, “coluna lateral”, “vegetação marginal” e “raiz fina em rede”, micro-habitats que, embora com contribuições distintas, apresentaram grande número de conexões em todas as bacias, mas em especial no PG. A vegetação marginal teve também sua importância destacada na estruturação da ictiofauna em áreas distintas da bacia do PG (Teresa & Romero 2010), corroborando a importância desta porção nesta bacia.

A porção “raiz fina em rede” foi considerada estrutura chave para a comunidade de peixes nas bacias do alto PN e SF. A importância deste componente para a comunidade de peixes está relacionada a fatores hidráulicos, como proteção contra a corrente (Angermeier & Karr 1984); comportamentais, como a fuga de predadores; e tróficas, em razão da disponibilidade de recursos alimentares neste tipo micro-habitat (Benke et al. 1985).

Na bacia do alto SF o substrato duro (rocha e cascalho), foi a estrutura mais abundante nos riachos e também considerada uma estrutura chave nesta bacia. A irregularidade do substrato promovida pelas rochas cria ambientes favoráveis à formação de abrigos anti-predação (Kikuchi & Uieda 1998, Castro 1999), ao acúmulo de matéria orgânica e macroinvertebrados bentônicos (Duan et al. 2008). Casatti & Castro (1998) evidenciam o papel que este componente de micro-habitat exerce sobre as comunidades ícticas na bacia do alto SF, onde a maior parte das espécies registradas como residentes encontrava-se associada a este tipo de substrato.

Como exemplo da importância relativa de determinadas porções de micro-habitat pode-se tomar o caso da bacia do SF. Nesta bacia das 19 espécies encontradas 13 estiveram relacionadas ao substrato duro (68%). Dentre estas espécies, 10 estiveram relacionadas apenas a esta estrutura, o que indica uma dependência a este

componente de micro-habitat e implica uma interferência direta nesta porção da comunidade.

Foi verificada uma relativa consistência na importância das porções de micro-habitat em pequena (riachos), média (bacias) e grande (bioma) escalas. Estruturas chave particulares aparecem em cada riacho, porém, quando analisadas regionalmente, os padrões tornam-se mais claros. Pode-se notar que os componentes considerados chave em todas as bacias são representados pelas dimensões bentônica e lateral dos ambientes. Estas dimensões estão relacionadas principalmente com a vegetação ripária, importante elemento para retenção de sedimentos de áreas adjacentes da bacia e para transferência de matéria, energia e nutrientes para o sistema aquático (Pusey & Arthington 2003).

O aumento da conectância das espécies com os micro-habitats de fundo consolidado e raiz fina em rede, à medida que estes micro-habitats se tornaram mais disponíveis, evidencia a importância destas porções em macro escala, pois todos os riachos foram analisados em conjunto. Raízes finas em rede e substrato consolidado, apesar de bem distintos fisicamente, aumentam a heterogeneidade dos ambientes aquáticos para as comunidades de peixes, o que reforça a importância destas porções do habitat como estruturadores da fauna de peixes.

Nicho alimentar

A similaridade encontrada na dieta dos peixes entre os micro-habitats das distintas bacias hidrográficas indica a existência de padrões na exploração da dimensão trófica do nicho. Apesar de distintos geograficamente, os riachos estudados apresentam uma relativa semelhança estrutural, permitindo inclusive a identificação das mesmas porções de micro-habitat. Estas porções provavelmente desempenham papéis semelhantes em todas as bacias, disponibilizando os mesmos grandes grupos

de recursos alimentares, como insetos aquáticos, insetos terrestres, vegetais superiores entre outros. Dessa forma, ao menos na resolução investigada aqui, a exploração trófica dos micro-habitats foi semelhante em todas as bacias.

A ictiofauna das três bacias estudadas aparentemente compartilha condições ecológicas e pressões seletivas semelhantes, o que resulta em uso de habitat e comportamento similares (Alcock 1979, Sazima 1986). É possível ainda que os habitats ocupados por mais de uma espécie sejam segregados espacialmente ou temporalmente (Schoener 1971, Sabino & Castro 1990, Casatti et al. 2003), porém apenas estudos direcionados a este fim poderão comprovar estas ocorrências.

Dessa forma, pode-se destacar que a junção de métodos simples de registro subaquático com técnicas básicas de análise pode trazer uma boa perspectiva sobre os ambientes aquáticos de água doce e ainda responder a perguntas do tipo “o que conservar ou restaurar” em diversas escalas. A existência de uma interdependência das assembléias ícticas com os componentes laterais do habitat, aliado às semelhanças alimentares encontradas nos riachos das três bacias, reforça a importância da conservação e restauração de zonas ripárias, áreas de grande importância na manutenção do habitat e da biota aquática.

5. Referências bibliográficas

- Abelha, M. C. F.; Agostinho, A. A. & Goulart, E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2): 425-434.
- Abelha, M. C. F.; Goulart, E.; Kashiwaqui, E. A. L. & Silva, M. R. 2006. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. *Neotropical Ichthyology*, 4(3): 349-356.
- Alcock, J. 1979. *Animal behavior: an evolutionary approach*, 2nd Ed. Sunderland: Sinauer Associates.
- Angermeier, P. L. & Karr, J. 1984. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warm water stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113: 716-726.
- Aranha, J. M. R.; Takeuti, D. F. & Yoshimura, T. M. 1998. Habitat use and food partitioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 46(4): 951-959.
- Bain, M. N. & Knigh, J. G. 1996. Classifying stream habitat using fish community analyses. Pp. 108-117, In: *Proceedings of the second IAHR Symposium on habitat hydraulics, Ecohydraulics*. Leclerc, M.; Boudreault, A.; Capra, H. & Cote Y.(Eds.). INRS, Québec.
- Benke, A. C.; Henry III, R. L.; Gillespie, D. M. & Hunter, J. 1985. Importance of snag habitat for animal production in southeastern stream. *Fisheries*, 10(5): 8-13.
- Bicudo, C. E. M. & Bicudo, R. M. T. 1970. *Algas de águas continentais brasileiras*. FBDe, São Paulo, 228 p.
- Britski, H. A.; Sato, Y. & Rosa, A. B. S. 1984. *Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da Bacia do São Francisco*. Brasília; Câmara dos Deputados/Codevasf, 143 p.
- Britski, H. A.; Silimon, K. Z. S. & Lopes, B. S. 2007. *Peixes do Pantanal: manual de identificação*. Brasília: EMBRAPA, 184p.
- Casatti, L. & Castro, R. M. C. 1998. A fish community from the headwaters of the São Francisco river, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 9(3): 229-242.

- Casatti, L.; Mendes, H. H. & Ferreira, K. M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(2): 213-222.
- Castro, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões ferais e possíveis processos causais. Pp. 139-155, In: Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. (eds). *Ecologia de peixes de riachos, série Oecologia Brasiliensis*, vol. IV. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- Ceneviva-Bastos, M. & Casatti, L. 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 97(1): 7-15.
- Clarke, K. R. & Gorley, R. N. 2001. *PRIMER v5: User manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- Costa, C.; Ide, S. & Simonka, C. E. 2006. Insetos imaturos: metamorfose e identificação. Ribeirão Preto, Holos, 249p.
- Duan, X.; Wang, Z. & Tian, S. 2008. Effect of streambed substrate on macroinvertebrate biodiversity. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2(1): 122-128.
- Fernández, H. R. & Domingues, E. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. San Miguel de Tucumán, Secretaría de Ciencia y técnica de la Universidad Nacional de Tucumán, 282p.
- Fonseca, C. R. & John, J. L. 1996. Connectance: a role for community allometry. *Oikos*, 77(2): 353-358.
- Greenberg, L. A. 1991. Habitat use and feeding behavior of thirteen species of benthic stream fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 31: 389-401.
- Grossman, G. D. & Ratajczak Jr., R. E. 1998. Long-term patterns of microhabitat use by fish in a southern Appalachian stream from 1983 to 1992: effects of hydrologic period, season and fish length. *Ecology of Freshwater Fish*, 7(3): 108-131.
- Hodder, K. H.; Masters, J. E. G.; Beaumont, W. R. C.; Gozlan, R. E.; Pinder, A. C.; Knight, C. M. & Kenward, R. E. 2007. Techniques for evaluating the spatial behaviour of river fish. *Hydrobiologia*, 582: 257-269.
- Hynes, H. B. N. 1970. *The ecology of running waters*. The Blackburn press, 1^a ed. Caldwell, New Jersey, 555p.

- Karr, J. R. & Chu, E. H. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington DC, 206p.
- Kawakami, E. & Vazzoler, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. Boletim do Instituto Oceanográfico, 29: 205-207.
- Keenleyside, M. H. A. 1979. Diversity and adaptation in fish behaviour. Springer, Berlin, 208p.
- Kikuchi, R. M. & Uieda, V. S. 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. Pp. 157-173, In: Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (eds). Ecologia de insetos aquáticos. Série Oecologia Brasiliensis, vol. 5, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro.
- Lowe-McConnell, R. H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press, Cambridge, 382p.
- Maynard Smith, J. 1978. Optimization theory in evolution. Annual Review of Ecology and Systematics, 9: 31-56.
- Mazzoni, R. & Rezende, C. F. 2003. Seasonal diet shift in a Tetragonopterinae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba river, RJ, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 63(1): 69-74.
- Meffe, G. K. & Sheldon, A. L. 1988. The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. American Midland Naturalist, 120(2): 225-240.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. Iowa, Dubuque, Kendall/Hunt, 722p.
- Mugnai, R.; Nessimian, J. L. & Baptista, D. F. 2001. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Technical Books editora, 174p.
- Orsi, M. L.; Carvalho, E. D. & Foresti, F. 2004. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio rio Paranapanema, Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 21(2): 207-218.
- Pusey, B. J. & Arthington, A. H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. Marine and Freshwater Research, 54: 1-16.

- Rezende, C. F. & Mazzoni, R. 2003. Aspectos da alimentação de *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Tetragonopterinae) no córrego Andorinha, Ilha Grande, RJ. *Biota Neotropica*, 3(1): 1-6.
- Rincón, P. A. 1999. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. Pp. 23-90, In: Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. (eds). *Ecologia de Peixes de riachos, série Oecologia Brasiliensis*, vol. IV. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- Ross, S. T. 1986. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185: 27-39.
- Rozas, L. P. & Odum, W. E. 1988. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. *Oecologia*, 77: 101-106.
- Sabino, J. & Castro, R. M. C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta atlântica (sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 50(1): 23-36.
- Sabino, J. & Zuanon, J. 1998. A stream fish assemblage in central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyological Exploration of Freshwater*, 8(3): 201-210.
- Sabino, J. 1999. Comportamento de peixes em riachos: métodos de estudo para uma abordagem naturalística. Pp. 183-208. In: Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. (eds). *Ecologia de Peixes de riachos, série Oecologia Brasiliensis*, vol. IV. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- Sazima, I. & Caramaschi, E. P. 1989. Comportamento alimentar de duas espécies de Curimatidae, sintópicas no pantanal do Mato Grosso. *Revista Brasileira de Biologia*, 49: 325-333.
- Sazina, I. 1986. Similarities in feeding behavior between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *Journal of Fish Biology*, 29: 53-65.
- Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185(4145): 27-39.
- Teresa, F. B. & Romero, R. M. 2010. Influence of the riparian zone phytophysionomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. *Neotropical Ichthyology*, 8(1): 163-170.
- Vari, R. P. 1998. Higher level phylogenetic concepts within Characiformes (Ostariophysi), a historical review. Pp. 111-144, In: Malabarba, L. R.; Reis, R.

- E.; Vari, R. P.; Lucena, Z. M. S. & Lucena, C. A. S. (orgs). 1998. Phylogeny and classification of Neotropical fishes. EDIPUCRS, Porto Alegre, 603p.
- Ward, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1): 2-8.

CAPÍTULO 4

**Estrutura das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em
riachos de Cerrado**

Resumo

Foi avaliada a estrutura quantitativa da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em 19 riachos em áreas de Cerrado e em três distintas bacias hidrográficas, alto Paraguai (PG), alto Paraná (PN) e alto São Francisco (SF). Em cada uma destas bacias a estrutura das comunidades de (EPT) foram comparadas sazonalmente (período de seca e chuva) e quanto ao grau de conservação (áreas mais e menos preservadas, + PRE e – PRE), métricas ecológicas foram testadas como propostas de biomonitoramento. O padrão de distribuição das abundâncias dos gêneros foi diferentes entre as bacias ($R = 0,336$ e $p = 0,001$). Os valores médios de abundância e riqueza também foram diferentes entre as bacias e entre as estações do ano, sendo superiores na bacia SF seguidos da bacia do PG e PN ($SF > PG > PN$) ($p < 0,01$) – ANOVA, o perfil inclinado dos riachos, a disponibilidade de substrato rochoso e diversidade interna foram fatores que contribuíram para estes resultados. Os valores de abundância e riqueza também variaram sazonalmente somente nas bacias do PG e SF ($p < 0,01$). Perfis mais inclinados também compõe ambientes mais rápidos quanto ao fluxo d'água, principal fator para explicar diferenças sazonais. A latitude e secundariamente a diversidade interna são os fatores que melhor explicam a variação encontrada na riqueza e na abundância ($p = 0,004$ e $p = 0,026$, respectivamente). Com exceção da riqueza de Ephemeroptera na bacia do PG ($p=0,03$), as métricas testadas para a fauna de EPT não foram significativas para separar as áreas mais e menos preservadas, o que pode ser explicado em função do baixo grau de impacto existente entre estes grupos de riachos e/ou pelo grau de resolução taxonômica atingido no presente estudo.

Palavras chave: macroinvertebrados bentônicos, EPT, diferenças espaciais e temporais.

1. Introdução

Macroinvertebrados bentônicos são importantes componentes das comunidades de água doce, apresentam ampla distribuição espacial e podem ser encontrados em diversos tipos de substratos nos ambientes aquáticos (Moretti & Callisto 2005). Estas comunidades apresentam distintos padrões de distribuição espacial e temporal de acordo com as características dos corpos d'água (Silveira et al. 2006), sendo profundamente sensíveis à variações no hábitat e nos recursos do ambiente (Buss et al. 2002, 2004).

O padrão de distribuição da fauna de macroinvertebrados é resultado da interação entre hábitos, condições físicas e químicas, estruturais, hidrológicas e influência antrópica no ambiente (Resh & Rosenberg 1984, Merritt & Cummins 1984, Rezende 2007). Comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são amplamente distribuídas em cursos d'água (Hynes 1970, Allan 1995) e têm sido considerados bons representantes das características ecológicas de toda a comunidade aquática (Beauchard et al. 2003). Desta forma, o levantamento de características da estrutura das comunidades de EPT pode contribuir em diversos aspectos para a ecologia de riachos e proporcionar o entendimento de processos ecológicos em grande escala. Além disso, dados ecológicos sobre estes grupos fornecem informações valiosas para a construção de índices multimétricos para biomonitoramento (Karr 1991).

Por apresentarem uma estreita relação com componentes do hábitat, as características ecológicas destas ordens e suas relações com o ambiente foram investigadas em diversos estudos (p.ex., Arunachalam et al. 1991, Silveira et al. 2006, Ayres-Peres et al. 2006, Milesi et al. 2009), muitos realizados com o intuito adicional de avaliar condições ambientais dos ecossistemas aquáticos no exterior (p.ex., Cairns

& Pratt 1993, Kerans & Karr 1994, Hodgkinson & Jackson 2005) e no Brasil (p.ex., Galdean et al. 2000, Barbosa et al. 2001, Marques & Barbosa 2001, Calisto et al. 2004).

A combinação de alto endemismo, variedade estrutural e desintegração paisagística fazem do Cerrado brasileiro uma área profundamente ameaçada por atividades humanas (Ratter et al. 1997). As comunidades de riacho compõem uma das grandes fronteiras para estudos ecológicos, em especial a de macroinvertebrados bentônicos, que são muito pouco estudadas em regiões tropicais, apresentando enormes lacunas taxonômicas e biogeográficas (Jacobsen et al. 2008).

O objetivo deste capítulo é descrever e comparar a variação da estrutura das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos de Cerrado em três distintas bacias hidrográficas, diferentes períodos do ano e sob diferentes graus de conservação. Dessa forma, foram testadas hipóteses de natureza espacial, temporal e conservacionista, sendo elas:

H1: Não existe diferença na estrutura quantitativa da comunidade de EPT entre as três bacias hidrográficas (PG, PN e SF);

H2: Não existe diferença na estrutura quantitativa da comunidade de EPT entre períodos sazonais (seco e chuvoso) em cada uma das bacias hidrográficas;

H3: Não existe diferença na estrutura quantitativa da comunidade de EPT entre riachos mais preservados (+ PRE) e menos preservados (– PRE) em cada uma das bacias.

2. Material e Métodos

A descrição das áreas de estudo e da coleta de variáveis ambientais dos riachos está apresentada na “Introdução geral” desta Tese.

2.1. Coleta, triagem e identificação dos macroinvertebrados

Para a amostragem de macroinvertebrados bentônicos, utilizou-se uma rede Surber (0,1 m² de área, malha de 250 µm) (Figura 1). Em cada riacho foram obtidas três pseudo-réplicas espaciais a partir de amostragens com duração de um minuto cada, em cada um dos tipos predominantes de substrato que o riacho apresentava. Foi realizada uma amostragem no período seco (setembro de 2008) e uma no período chuvoso (janeiro 2009). Cada uma das pseudo-réplicas espaciais realizadas em cada tipo de substrato foi considerada uma amostra. Desta forma, foram obtidas 282 amostras sendo 102 na bacia do PG e 90 nas bacias do PN e SF.

O material retido na rede foi fixado em formol 10% e posteriormente preservado em álcool 70%.



Figura 1. Vista geral do procedimento para amostragem de macroinvertebrados bentônicos com rede Surber. Foto: Daniel W. Xavier.

A triagem do material foi conduzida com auxílio de pinças, bandejas e luminárias para a visualização e separação dos organismos em grupos taxonômicos (ordens e/ou famílias). Foram utilizadas as chaves específicas para cada grupo (Fernández & Domingues 2001, Costa et al. 2006, Mugnai et al. 2010). Todos os exemplares tiveram a identidade taxonômica confirmada por especialista (Laboratório de Laboratório de Biologia Aquática, da UNESP-Assis, coordenado pelo Dr. Pitágoras da Conceição Bispo).

2.2. Análise dos dados

A riqueza e a abundância de gêneros de EPT foram comparadas por meio de uma análise de variância (ANOVA fatorial para medidas repetidas) com objetivo de observar se esses atributos diferem espaço-temporalmente (hipóteses 1 e 2). Ambos os atributos não apresentaram homogeneidade em suas variâncias e foram submetidos a um processo de normalização ($\log x + 1$). Para as medidas de abundância, tentativas de normalização dos dados não mostraram resultados e, por isso, os resultados desta análise foram interpretados com um menor nível de significância ($p < 0,01$) na tentativa de se reduzir a ocorrência de erro tipo 1. A ANOVA foi complementada pelo teste *a posteriori* de Tukey ($p < 0,05$) para detectar os pares de comparações com diferenças significativas.

Para detectar se há descritores ambientais que explicam a riqueza de espécies e a abundância de EPT (variáveis resposta) foi realizada uma regressão linear parcial, com auxílio do software SAM v4.0 (Rangel et al. 2010). Esta análise é uma forma de estimar quanto da variação de uma variável resposta pode ser atribuída exclusivamente a um conjunto de fatores, levando o efeito de outro conjunto em consideração (Legendre & Legendre 1998). Foram considerados dois conjuntos de

variáveis preditoras: o primeiro composto por latitude e longitude; o segundo por diversidade interna do hábitat, volume, índice de qualidade física do hábitat (PHI) e vazão. Para se chegar a este conjunto de descritores, foram feitas regressões lineares parciais, retendo-se os descritores com valor de VIF (*variance inflation factor*) menores que 10, uma vez que $VIF \geq 10$ indicam alta correlação entre variáveis preditoras (Quin & Keough 2002).

O padrão de variação da abundância dos gêneros em cada bacia foi descrito por meio de uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica (NMDS) com agrupamento, complementada pela Análise de Similaridade (ANOSIM) para avaliar se o padrão de abundância é influenciada pelos fatores espaço (hipótese 1) e grau de conservação (hipótese 3). A matriz de abundância foi primeiramente transformada pela raiz quadrada, e em seguida convertida em matriz de similaridade (usando o coeficiente de Bray Curtis), com auxílio do programa PRIMER 6.0 ($\alpha = 0,05$).

Na busca por variações na estrutura da comunidade de EPT entre as áreas +PRE e -PRE (hipótese 3), foram realizados testes de métricas comumente utilizadas em estudos de biomonitoramento (Kerans & Karr 1994, Barbour et al. 1996, Baptista et al. 2006, Tabela 1). As comparações foram realizadas por meio da observação direta dos valores das medianas e dos intervalos interquartílicos em gráficos do tipo “Box-plots”, e estatisticamente submetidas ao teste U de Mann-Whitney ($p < 0,05$).

Tabela 1. Métricas testadas, resposta esperada com o aumento da degradação ambiental e a explicação para cada conjunto de métricas. Adaptado a partir de Kerans & Kars (1994), Barbour et al. (1996) e Baptista et al. (2006).

Métricas*	Resposta esperada	Explicação
Composição		
Abundância de Plecoptera	Diminuição	Medidas de composição fornecem informações sobre a contribuição relativa de cada um dos grupos bioindicadores em relação ao total.
Abundância de Ephemeroptera	Diminuição	
Abundância de Trichoptera	Diminuição	
Índice de Shanon-Wiener (H')	Diminuição	
Índice de Dominância (D)	Variável	
Índice de Equabilidade (J)	Variável	
Densidade de organismos	Variável	
Abundância total	Variável	
Riqueza		
Riqueza total de EPT	Diminuição	Elevadas riquezas são relacionadas com boas condições ambientais, pois sugerem que exista uma ampla variedade de recursos alimentares e espaciais.
Riqueza de Plecoptera	Diminuição	
Riqueza de Ephemeroptera	Diminuição	
Riqueza de Trichoptera	Diminuição	

* Dados de riqueza obtidos a partir do número de gêneros em cada amostra; densidade obtida pela divisão da abundância de cada amostra pela área da rede surber amostrada; índices de diversidade calculados de acordo com Magurran (2004).

3. Resultados

Foram coletados 2.728 exemplares em 282 amostras, distribuídos em 21 famílias e 62 gêneros (Tabelas 2-4). A distribuição das ordens foi semelhante em todas as bacias, com o predomínio da ordem Ephemeroptera em todas as bacias (Figura 2).

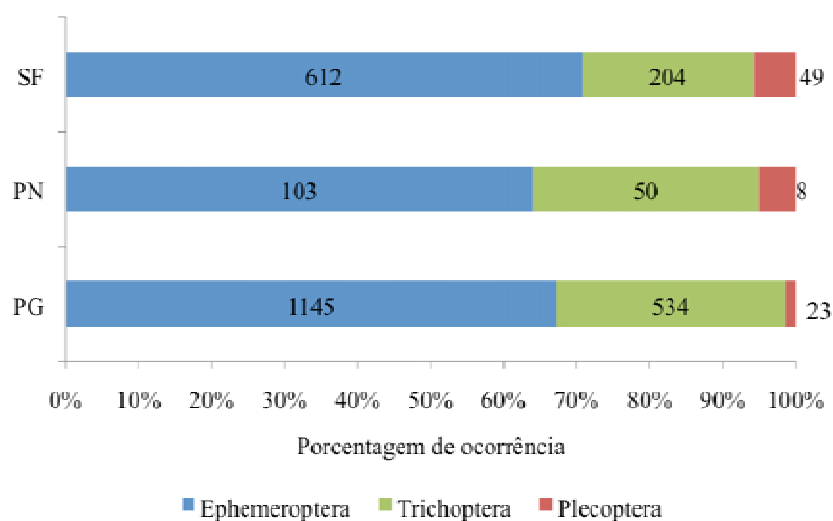


Figura 2. Percentual de abundância das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera nas bacias do alto Paraguai (PG), Paraná (PN) e São Francisco (SF). Números nas barras indicam a abundância de cada ordem em cada bacia.

Tabela 2. Composição e abundância dos gêneros encontrados em cada um dos riachos amostrados na bacia do alto Paraguai (PG). Áreas mais preservadas (C), áreas menos preservadas (D).

ORDEM / FAMÍLIA	GÊNERO	CPG 1	CPG 2	CPG 3	DPG 1	DPG 2	DPG 3
Ephemeroptera							
Baetidae							
	<i>Americabaetis</i>	7	13	144	24	1	2
	<i>Baetodes</i>	0	0	3	42	0	0
	<i>Camelobaetidium</i>	5	5	1	2	1	0
	<i>Cloeodes</i>	0	0	0	0	0	3
	<i>Cryptonympha</i>	0	1	0	0	0	1
	Gên. Ident. 1	0	0	0	0	1	0
	<i>Waltzophius</i>	6	2	4	5	7	4
Leptohyphidae							
	<i>Leptohyphes</i>	2	2	1	4	3	0
	<i>Macunahyphes</i>	1	0	0	0	0	0
	<i>Traverhyphes</i>	38	1	11	47	35	0
	<i>Tricorythodes</i>	0	0	0	2	0	0
Caenidae							
	<i>Caenis</i>	3	1	0	6	3	8
	<i>Cercobrachyus</i>	0	0	0	0	1	0
Leptophlebiidae							
	<i>Farrodes</i>	0	7	7	8	3	4
	Gên. Ident. 1	0	0	0	1	0	4

Continua

Continuação Tabela 2

	<i>Hagenulopsis</i>	21	14	14	50	7	23
	<i>Massartela</i>	0	0	0	0	0	3
	<i>Miroculis</i>	2	4	0	15	4	19
	<i>Simothraulopsis</i>	1	0	0	0	0	0
	<i>Terpides</i>	39	0	0	48	2	5
	<i>Thraulodes</i>	114	0	0	20	1	6
	<i>Ulmeritoides</i>	1	1	0	132	3	31
	<i>Ulmeritus</i>	0	0	0	0	0	76
Coryphoridae							
	<i>Coryphorus</i>	0	0	0	0	1	0
Polimitarcidae							
	<i>Campsurus</i>	0	0	0	0	1	0
Plecoptera							
Perlidae							
	<i>Anacroneuria</i>	4	4	1	6	3	2
	<i>Macrogynoplax</i>	0	0	0	1	0	2
Trichoptera							
Hydropsychidae							
	Gên. Ident. 1	0	0	0	0	0	1
	<i>Leptonema</i>	2	1	4	0	0	1
	<i>Macronema</i>	0	1	7	0	0	0
	<i>Smicridea</i>	3	10	65	26	3	9
Policentropodidae							
	<i>Cyrnellus</i>	3	0	0	3	0	0
	<i>Polycentropus</i>	2	0	0	0	0	2
Philopotamidae							
	<i>Chimarra</i>	35	21	0	12	0	0
Odontoceridae							
	<i>Barypenthus</i>	4	0	0	0	0	0
	<i>Marilia</i>	0	1	0	0	0	3
Helicopsychidae							
	<i>Helichopsyche</i>	0	2	6	4	2	0
Leptoceridae							
	<i>Nectopsyche</i>	1	0	0	2	4	1
	<i>Oecetis</i>	0	0	6	2	0	1
	<i>Triplectides</i>	0	3	0	1	0	4
Calamoceratidae							
	<i>Phylloicus</i>	25	24	0	141	2	67
Ecnomidae							
	<i>Austrtinodes</i>	0	0	1	0	5	0
Hydroptilidae							
	<i>Neotrichia</i>	0	0	9	1	0	0
	<i>Rhyachopsyche</i>	0	0	0	0	0	1

Tabela 3. Composição e abundância dos gêneros encontrados em cada um dos riachos amostrados na bacia do alto Paraná (PN). Áreas mais preservadas (C), áreas menos preservadas (D).

ORDEM / FAMÍLIA	GÊNERO	CPN 1	CPN 2	CPN 3	DPN 1	DPN 2	DPN 3	DPN 4
Ephemeroptera								
Baetidae								
	<i>Americabaetis</i>	0	0	1	1	1	2	0
	<i>Apobaetis</i>	0	0	0	0	0	1	1
	<i>Aturbina</i>	0	0	2	0	0	1	5
	<i>Baetodes</i>	0	0	3	0	0	0	4
	<i>Camelobaetidius</i>	0	0	0	0	0	0	6
	Gên. indet. 1	0	0	6	1	1	0	0
	<i>Waltzophius</i>	0	0	4	0	0	0	8
	<i>Zeluzia</i>	0	0	1	0	0	3	0
Leptohyphidae								
	<i>Macunahyphes</i>	0	0	0	0	0	0	2
	<i>Traverhyphes</i>	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Tricorythopsis</i>	0	0	0	0	0	0	7
Caenidae								
	<i>Caenis</i>	0	0	1	0	0	0	0
Leptophlebiidae								
	<i>Farrodes</i>	5	0	5	7	0	10	0
	<i>Thraulodes</i>	5	0	4	0	0	0	0
	<i>Ulmeritus</i>	0	0	4	0	0	0	0
Plecoptera								
Perlidae								
	<i>Anacroneuria</i>	0	0	5	0	0	0	0
	<i>Macrogynoplax</i>	0	2	0	0	0	0	1
Trichoptera								
Hydropsychidae								
	<i>Leptonema</i>	0	0	2	0	0	0	0
	<i>Macronema</i>	0	0	2	0	0	0	0
	<i>Smicridea</i>	0	0	5	0	0	1	27
Philopotamidae								
	<i>Chimarra</i>	0	0	0	0	0	1	0
Odontoceridae								
	<i>Marilia</i>	0	0	0	0	0	2	0
Helicopsychidae								
	<i>Helicopsyche</i>	0	0	0	0	0	0	3
Leptoceridae								
	<i>Grumichela</i>	2	0	0	1	0	0	0
	<i>Nectopsyche</i>	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Oecetis</i>	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Triplectides</i>	1	0	0	0	0	0	0
Calamoceratidae								
	<i>Phylloicus</i>	1	0	0	0	0	0	0

Tabela 4. Composição e abundância dos gêneros encontrados em cada um dos riachos amostrados na bacia do alto São Francisco (SF). Áreas mais preservadas (C), áreas menos preservadas (D).

ORDEM / FAMÍLIA	GÊNERO	CSF 1	CSF 2	CSF 3	DSF 1	DSF 2	DSF 3
Ephemeroptera							
Baetidae							
	<i>Americabaetis</i>	1	0	39	88	35	10
	<i>Apobaetis</i>	0	0	0	12	8	0
	<i>Aturbina</i>	0	0	0	1	0	0
	<i>Baetodes</i>	7	5	13	5	3	4
	<i>Camelobaetidius</i>	0	1	1	3	0	10
	<i>Cloeodes</i>	0	0	0	9	0	0
	<i>Cryptonympha</i>	0	0	2	3	0	4
	Gên. Indet. 1	0	0	0	0	1	0
	Gên. Indet. 2	0	0	0	0	2	0
	<i>Paracloeodes</i>	0	0	0	0	0	7
	<i>Tupiara</i>	0	0	0	6	0	0
	<i>Waltzophius</i>	0	6	6	9	0	11
	<i>Zelus</i>	0	0	0	2	1	0
Leptophlebiidae							
	<i>Farrodes</i>	3	4	3	51	5	23
	<i>Hagenulopsis</i>	6	21	0	12	1	8
	<i>Hermanella</i>	0	0	0	2	0	0
	<i>Hylastes</i>	3	2	0	0	0	0
	<i>Massartella</i>	0	0	0	0	0	1
	<i>Miroculis</i>	1	0	0	1	0	3
	<i>Thraulodes</i>	0	14	0	26	0	2
Leptohyphidae							
	<i>Leptohyphes</i>	19	28	9	11	1	3
	<i>Traverhyphes</i>	10	0	0	0	16	1
	<i>Tricorythopsis</i>	0	0	1	0	1	4
Ephemeridae							
	<i>Haxagenia</i>	0	0	0	0	0	1
Plecoptera							
Perlidae							
	<i>Anacroneuria</i>	1	4	8	13	0	9
	<i>Macrogynoplax</i>	0	0	1	2	0	0
Gripopterygidae							
	<i>Kempnyia</i>	0	0	2	5	0	0
	<i>Paragripopteryx</i>	0	0	0	0	2	0
	<i>Tupiperla</i>	0	0	0	0	2	0
Trichoptera							
Hydropsychidae							
	<i>Leptonema</i>	2	8	4	2	1	4
	<i>Macronema</i>	0	0	1	7	0	0
	<i>Macrostemum</i>	0	0	1	1	0	0

Continua

Continuação tabela 4

	<i>Smicridea</i>	9	25	6	14	2	3
Leptoceridae	<i>Atanatolica</i>	0	0	0	1	0	0
	<i>Amphoropsyche</i>	0	0	0	0	0	1
	<i>Nectopsyche</i>	0	0	0	1	0	2
	<i>Oecetis</i>	0	0	0	0	0	4
Odontoceridae	<i>Marilia</i>	0	0	1	9	0	6
	<i>Barypenthus</i>	0	0	0	20	0	0
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	0	0	5	4	0	0
Sericostomatidae	<i>Grumicha</i>	1	2	0	2	0	5
Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	0	0	1	0	0	2
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	0	0	0	4	0	0
Polycentropodidae	<i>Cyrnellus</i>	0	5	0	0	0	0
	<i>Polypectropus</i>	0	25	0	6	0	1
Glossomatidae	<i>Mexitrichia</i>	0	0	0	0	0	1
Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	0	1	0	0	0	1
Hydroptilidae	<i>Celaenotrichia</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Hydroptila</i>	2	0	0	0	0	0

O padrão de distribuição das abundâncias dos gêneros foi significativamente diferente entre todas as bacias hidrográficas ($R = 0,336$ e $p = 0,001$) (Figura 3). As famílias Baetidae e Leptophlebiidae, predominaram dentro de Ephemeroptera e foram as mais abundantes em todas as bacias representando mais de 80% do total coletado. O gênero *Americabaetis*, foi o mais abundante na bacia do PG e SF. A família Hydropsychidae foi a mais abundante das famílias da ordem Trichoptera nas bacias do PN e SF enquanto que a família Calamoceratidae foi a mais abundante no PG. A bacia do PN foi caracterizada por baixas abundâncias em todos os gêneros coletados.

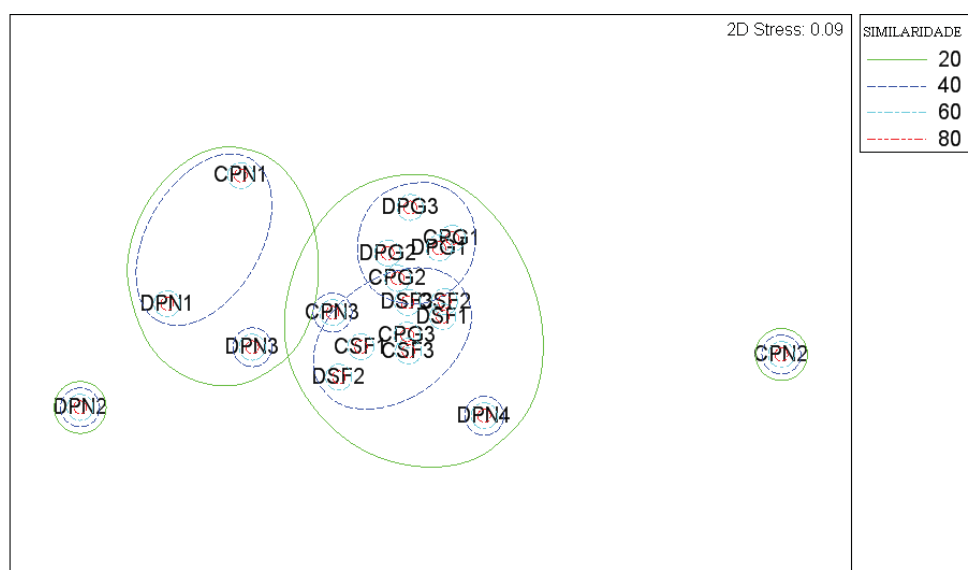


Figura 3. Projeção bidimensional dos eixos resultantes da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico com agrupamento considerando a abundância dos gêneros em trechos mais preservados (C) e menos preservados (D) das bacias hidrográficas do alto Paraná (PN), alto Paraguai (PG) e alto São Francisco (SF).

Os valores médios de abundância e riqueza diferiram entre as bacias e entre os períodos do ano, mas não da mesma forma em todas as bacias (Tabelas 5-6, Figuras 4-5). Os valores de abundância e riqueza da comunidade de EPT foram superiores na bacia PG ($PG > SF > PN$) e variaram sazonalmente somente nas bacias do PG e SF (Tabela 6, Figuras 4-5).

O modelo gerado pela análise de regressão parcial com as variáveis resposta foi significativo apenas para a riqueza de espécies (Tabela 7), embora a latitude tenha sido o fator que explicou a maior parte da variação registrada para riqueza ($p = 0,004$) e abundância ($p = 0,026$). Adicionalmente, 55% da variação da riqueza de espécies foram explicados também pelo segundo conjunto de variáveis preditoras (Tabela 7),

das quais a diversidade interna do hábitat foi significativamente importante ($p = 0,041$).

Apenas a riqueza de Ephemeroptera apresentou diferenças entre as condições mais e menos preservadas na bacia do PG ($p=0,03$) (Tabela 8, Figuras 6-8), tendo sido superior nas áreas consideradas menos preservadas. Nenhuma das outras métricas testadas se mostrou eficiente na discriminação das áreas mais e menos preservada em nenhuma das outras bacias.

Tabela 5. Resultados da Anova fatorial para medidas repetidas com os valores de riqueza de espécies e abundância para a bacia, estação e a interação entre elas.

Atributos		SQ	GL	MQ	F	p
Riqueza	Bacia	5.98	2	2.99	26.06	<0,01
	Estação	1.21	1	1.21	27.43	<0,01
	Bacia * Estação	0.41	2	0.20	4.66	0,01
	Erro	5.92	134	0.44		
Abundância	Bacia	15.67	2	7.83	25.45	<0,01
	Estação	4.01	1	4.01	28.63	<0,01
	Bacia * Estação	1.50	2	0.75	5.36	<0,01
	Erro	18.93	135	0.14		

Tabela 6. Resultados do teste de Tukey para riqueza de espécies e abundância entre os períodos seca e chuva em cada uma das bacias hidrográficas.

Atributo	Bacia	GL	P
Riqueza	PN	223.8	0,995
	PG	223.8	<0,01
	SF	223.8	<0,01
Abundância	PN	236.8	0,998
	PG	236.8	<0,01
	SF	236.8	<0,01

Tabela 7. Coeficiente de determinação ajustado (R^2), valores de p e a variação da riqueza de espécies e abundância explicada pelo grupo de variáveis preditoras: (a) latitude e longitude; (b) diversidade interna do hábitat, volume, índice de qualidade física do hábitat (PHI) e vazão.

Variáveis resposta	n	R^2	p	Proporção da variação explicada (R^2)			
				a	b	a+b	Não explicada
Riqueza	19	0,735	< 0,001	0,658	0,548	0,809	0,191
Abundância	19	0,430	0,060	0,459	0,037	0,588	0,412

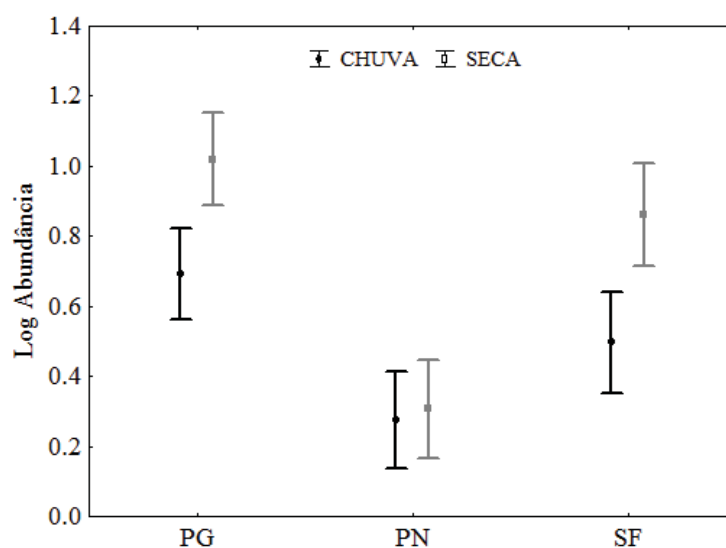


Figura 4. Variação da abundância entre os períodos sazonais nas bacias hidrográficas do alto Paraná (PN), alto Paraguai (PG) e alto São Francisco (SF).

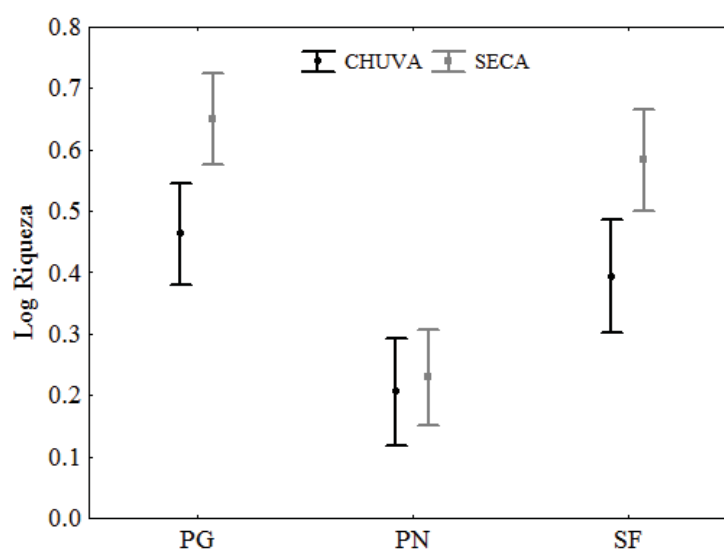


Figura 5. Variação da riqueza entre os períodos sazonais nas bacias hidrográficas do alto Paraná (PN), alto Paraguai (PG) e alto São Francisco (SF).

Tabela 8. Valores de significância encontrados para os atributos da comunidade de EPT comparados nas situações + PRE e – PRE nas bacias hidrográficas do alto Paraná (PN), alto Paraguai (PG) e alto São Francisco (SF). Em negrito destaca-se o valor com diferença significativa ($p < 0,05$).

Atributos	PG		PN		SF	
	U	p	U	P	U	p
Riqueza total de EPT	1088	0,163	856	0,219	970,5	0,845
Abundância total de EPT	1175,5	0,419	874,5	0,280	984	0,931
Riqueza de Ephemeroptera	982,5	0,03	831	0,152	926,5	0,579
Abundância de Ephemeroptera	1082,5	0,152	872,5	0,273	943	0,674
Riqueza de Plecoptera	1289,5	0,965	933	0,544	986	0,944
Abundância de Plecoptera	1286	0,946	932,5	0,541	991,5	0,980
Riqueza de Trichoptera	1232,5	0,670	873,5	0,327	952	0,729
Abundância de Trichoptera	1242	0,717	887	0,276	924	0,565
Índice de diversidade - H'	1154,5	0,342	877,5	0,291	934,5	0,625
Índice de dominância - D	1045	0,09	925,5	0,504	918	0,533
Índice de equabilidade - J	1167	0,387	879,5	0,298	864,5	0,289
Densidade	1175	0,419	874,5	0,280	984	0,931

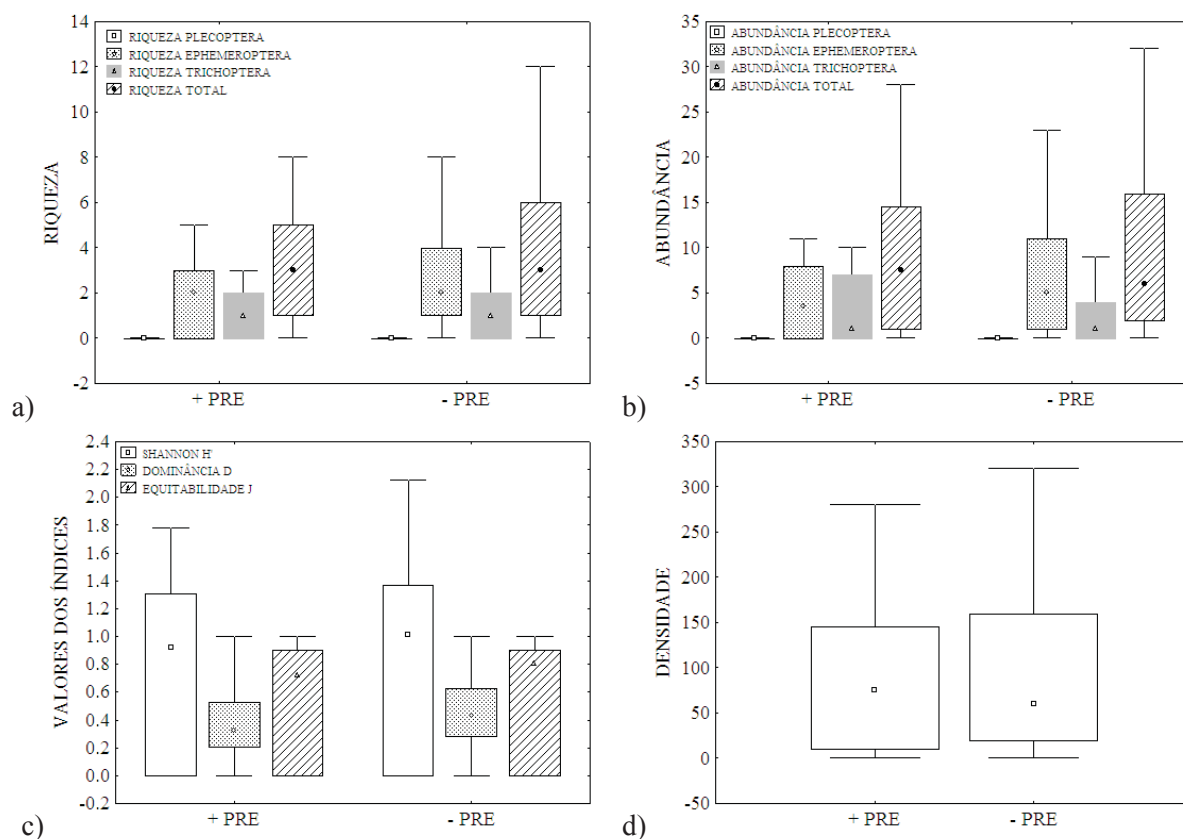


Figura 6. *Box-plot* com os valores de riqueza (a), abundância (b), índices de diversidade (c) e densidade (ind/m²) em riachos mais (+PRE) e menos (-PRE) preservados. Análises realizadas para bacia do alto Paraguai (PG) com os grupos: Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera e toda comunidade EPT. O ponto médio nos quadrados representa a mediana, as caixas representam os intervalos interquartílicos e as barras a variação não *outlier*.

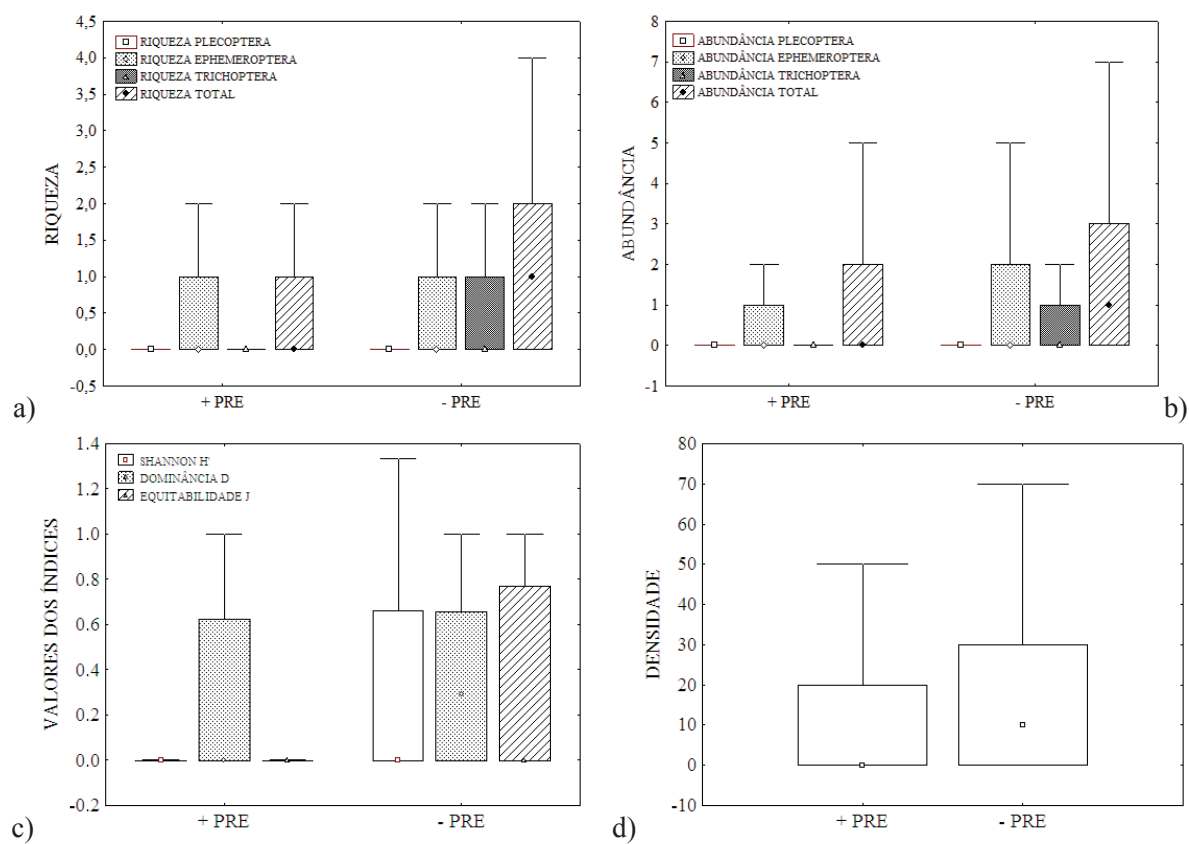


Figura 7. *Box-plot* com os valores de riqueza (a), abundância (b), índices de diversidade (c) e densidade (ind/m²) em riachos mais (+PRE) e menos (-PRE) preservados. Análises realizadas para bacia do alto Paraná (PN) com os grupos: Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera e toda comunidade EPT. O ponto médio nos quadrados representa a mediana, as caixas representam os intervalos interquartílicos e as barras a variação não *outlier*.

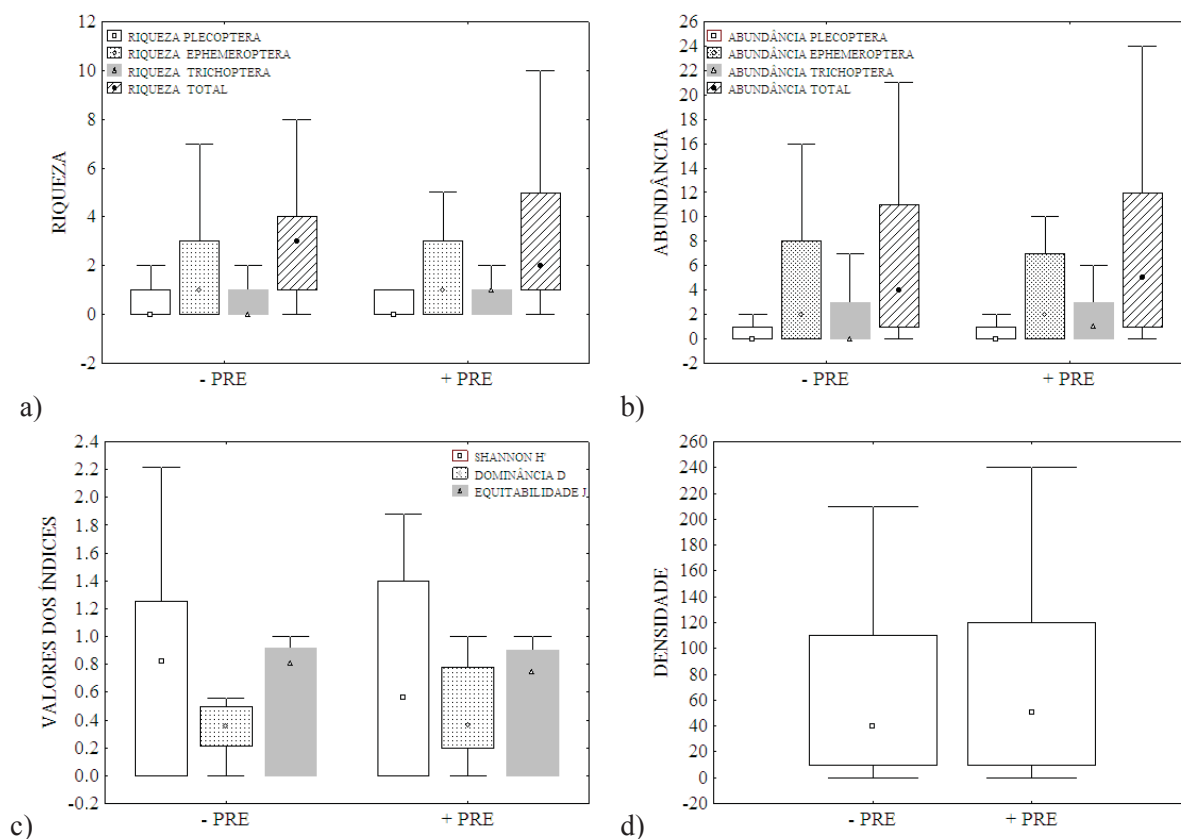


Figura 8. *Box-plot* com os valores de riqueza (a), abundância (b), índices de diversidade (c) e densidade (ind/m²) em riachos mais (+PRE) e menos (-PRE) preservados. Análises realizadas para bacia do alto São Francisco (SF) com os grupos: Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera e toda comunidade EPT. O ponto médio nos quadrados representa a mediana, as caixas representam os intervalos interquartílicos e as barras a variação não *outlier*.

Também não foram registradas diferenças nos padrões de abundância dos gêneros nas localidades + PRE e - PRE, em nenhuma das bacias (PG: $R = -0,037$, $p = 0,60$; PN: $R = 0$, $p = 0,514$ e SF: $R = -0,074$, $p = 0,60$).

4. Discussão

A distribuição das ordens e dominância das famílias Baetidae, Leptophlebiidae e Helicopsychidae registradas no presente estudo seguem padrões comuns em riachos em diferentes partes dos trópicos (Jacobsen et al. 2008). Por outro lado, o padrão de distribuição das abundâncias dos gêneros foi significativamente diferente entre as bacias hidrográficas, indicando a predominância de gêneros distintos nas diferentes bacias. A habilidade de voar quando adultos pode permitir o cruzamento das barreiras geográficas impostas pelos divisores de bacias hidrográficas. Apesar disso, os membros de EPT apresentam um curto período de vida na forma adulta alada, não apresentando, portanto, uma grande capacidade dispersiva (Sartori et al. 2000). Dessa forma, as barreiras geográficas que delimitam as bacias funcionam no impedimento da migração das larvas, porém, é a distância entre os pontos amostrais que funciona como filtro para uma dispersão ampla entre as áreas. Adicionalmente, existem evidências de que tanto a qualidade como a quantidade de hábitat disponível afetam a estrutura e a composição das comunidades biológicas (Kay et al. 1999), podendo este ser também um dos fatores responsáveis pelos resultados encontrados.

Análises biogeográficas para a maioria dos grupos de macroinvertebrados bentônicos tropicais são incipientes, principalmente devido ao grande número de incertezas taxonômicas e a carência de estudos regionais (Jacobsen et al. 2008). Entretanto, houve a ocorrência exclusiva das famílias Griptoterygidae, Glossomatidae, Hydrobiosidae, Polycentropodidae e Sericostomatidae na bacia do SF e Coryphoridae, Polimitarcidae e Ecnomidae na bacia do PG. Todas estas famílias apresentaram baixas abundâncias, reforçando sua raridade nos ambientes amostrados; contudo, apesar disso, houve ampliação da distribuição de alguns gêneros. *Grumicha*, registrada anteriormente apenas para São Paulo e Santa Catarina (Paprocki et al.

2004), teve ocorrência confirmada em Minas Gerais; *Coryphorus*, registrada anteriormente apenas para o Amapá e Pará (Salles et al. 2004), e *Austrotinodes*, no Amazonas, São Paulo, Minas Gerais e Paraná (Paprocki et al. 2004), tiveram sua distribuição ampliada para o Mato Grosso do Sul.

Comparações entre áreas tropicais distintas em escala continental evidenciam diferenças na riqueza de espécies (Jacobsen et al. 2008). Diferenças regionais, como as apresentadas no presente estudo, podem ser atribuídas a inúmeros fatores como, por exemplo, influências espaciais do hábitat, da temperatura e da distribuição original dos táxons dentro de cada bacia (Jacobsen et al. 2008).

A bacia do PG foi a que apresentou maior riqueza e abundância quando comparada com as demais, seguida pela bacia do SF e do PN. O perfil topográfico mais acidentado, com predomínio de corredeiras e poços nas bacias do PG e SF, explicam as diferenças destes atributos entre estas bacias quando comparadas com a do PN. Perfis mais inclinados favorecem o predomínio de substrato consolidado, como rochas, e diversos estudos (Hynes 1970, Reice 1980, Arunachalam et al. 1991, Cobb et al. 1992, Carvalho et al. 2008) mostram as vantagens que este tipo de substrato oferece à comunidades macrobentônicas por meio da diversificação de habitats. Habitats rochosos aumentam o fornecimento de recursos alimentares (Duan et al. 2008), diminuem o risco de dessecação (Nolte et al. 1996) além de promover maior proteção ao fluxo e variedade de abrigos contra predadores (Kikuchi & Uieda 1998). Adicionalmente, foi possível observar forte correlação positiva entre a diversidade interna do hábitat e a riqueza de espécies. Boa parte da diversidade interna do hábitat pode ser atribuída à complexidade do substrato que, para a fauna de EPT, tem papel de destaque, como discutido anteriormente. Na bacia do PN, em

contrapartida, o perfil homogêneo e predominantemente arenoso não garante a mesma estabilidade para a permanência da fauna de EPT.

O mesmo perfil topográfico que contribui para formação de substratos mais estáveis nas bacias do PG e SF, também favorece o aumento da velocidade da água durante a estação chuvosa. O aumento do fluxo de água durante este período ocasiona o arraste de macroinvertebrados e contribuiu para as diferenças sazonais encontradas (diminuição da riqueza e abundância no período chuvoso). Apesar dos representantes de EPT possuírem diversas adaptações morfológicas e comportamentais para a vida em ambientes lóticos (Cummins & Klug 1979, Fernandez & Domingues 2001), este tipo de influência sazonal já foi mencionada em outros estudos (Marchant 1982, Kikushi & Uieda 1998, Cressa 1998, Rincón & Cressa 2000, Ribeiro & Uieda 2005, Fumetti et al. 2006, Ramírez & Pringle 1998) que indicam também diferenças nas taxas de eclosão associadas as diferentes estações do ano.

Na bacia do PN, contudo, nenhuma diferença sazonal na comunidade foi observada. Segundo alguns estudos (Marchant 1982, Jacobi & Benke 1991), a variação das densidades dos grupos de EPT entre diferentes épocas do ano é profundamente influenciada pela história de vida dos táxons que compõe cada uma das bacias. Em geral, estes grupos podem apresentar distintos períodos de saída da água, afetando diretamente a composição das comunidades dentro do riacho. Isto justificaria uma resposta não uniforme das comunidades de insetos com ínstares aquáticos à sazonalidade (Jacobsen et al. 2008).

Características estruturais das comunidades de EPT geralmente se alteram com as desestabilizações causadas no ambiente, principalmente as ocasionadas por ações antrópicas (Ayres-Peres et al. 2006). Porém, quando comparamos os grupos mais e menos preservados, somente na bacia do PG e apenas a riqueza de

Ephemeroptera foi significativamente maior nas áreas menos preservadas, dentre todas as métricas investigadas. As alterações físicas observadas nestas áreas, marcadas em geral pela descontinuidade da vegetação ciliar, presença de barrancos expostos e focos de assoreamento, foram responsáveis por gerar um valor intermediário para o índice de integridade física (PHI). Esse valor nos orientou na divisão dos grupos mais e menos preservados. As influências destas alterações foram insuficientes para alterar a estrutura das comunidades de ETP de forma perceptível, apesar das diferenças quanto ao uso do solo serem evidentes em todas as bacias, com predomínio de pastagem nas áreas menos preservadas e vegetação florestal em áreas mais preservadas. Entretanto, riachos pertencentes a ambas as categorias apresentaram mata ciliar em algum nível de conservação. A presença desta vegetação influencia diretamente na estruturação de comunidades de EPT, principalmente por meio da entrada de nutrientes e energia alóctone (Gonçalves et al. 2006a,b, Jacobsen et al. 2008) e pode portanto ser a responsável pela ausência de resposta nas comparações quanto ao estado de conservação.

Os índices de integridade física constituem ótimas ferramentas para caracterização de distúrbios físicos em ambientes lóticos (Barbour et al. 1999, Casatti et al. 2006) e representam um avanço na forma de quantificar impactos nestes ambientes. Seu poder de discriminação, entretanto, deve ser orientado pela busca dos extremos do índice, quando o interesse for a separação de grupos amostrais realmente distintos.

Considerando o nível de resolução taxonômica atingido neste estudo, pode-se concluir que situações de baixo impacto ou de impacto difuso, como as observadas, aparentemente não deixaram sinais evidentes na comunidade de EPT. O aumento da resolução taxonômica (Olsgard et al. 1998), a inclusão de outros grupos nas análises

(Callisto et al. 2004, Hodkinson & Jackson 2005), aliado ao desenvolvimento de índices bióticos completos (Baptista et al. 2007, Roche et al. 2010) tem se mostrado ferramentas úteis na discriminação de locais com diferentes graus de impacto antrópico.

Em síntese, a composição e a distribuição das abundâncias entre gêneros das comunidades de EPT foram diferentes entre as bacias hidrográficas. A riqueza de espécies foi influenciada principalmente pela latitude e diversidade do hábitat interno. Verificou-se também diferença sazonal nas bacias do PG e SF, que apresentaram maiores valores de riqueza e abundância no período seco do ano, quando os fluxos são mais homogêneos e as enchentes menos frequentes. As métricas testadas para a fauna de EPT não foram significativas para separar os riachos quanto ao grau de conservação, o que pode ser explicado em função do baixo grau de impacto existente entre estes grupos de riachos e/ou pelo grau de resolução taxonômica atingido no presente estudo.

5. Referências bibliográficas

- Allan, J. D. 1995. Structure and function of running waters. Chapman & Hall, London, 388p.
- Arunachalam, M. K; Nair, K. C. M.; Vijverberg J.; Kortmulder K. & Suriyanaraynan H. 1991. Substrate selection and seasonal variation in densities of invertebrates in stream pools of a tropical river. *Hydrobiologia*, 213: 141-148.
- Ayres-Peres, L.; Socolowicz, C. & Santos, S. 2006. Diversity and abundance of the benthic macrofauna in lotic environments from the central region of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Biota Neotropica*, 6(3): 1-11.
- Baptista, D. F.; Buss, D. F.; Egler, M.; Giovanelli, A.; Silveira, M. P & Nessimian, J. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro state, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1): 83-94.
- Barbosa, F. A. R; Callisto, M. & Galdean, N. 2001. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 4: 51-59.
- Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Griffith, G. E.; Fryden-bourg, R.; McCarron, E.; White, J. S. & Bastian, M. L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 185-211.
- Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snider, B. D. & Stribling, J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. EPA 841-B-99-002, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Beauchard, O.; Gagneur, J. & Brosse, S. 2003. Macroinvertebrate richness patterns in North African streams. *Journal of Biogeography*, 30: 1821-1833.
- Buss, D. F.; Baptista, D. F.; Nessimian, J. L. & Egler, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 518(1-3): 179-188.
- Buss, D. F.; Baptista, D. F.; Silveira, M. P.; Nessimian, J. L. & Dorvillé, L. F. M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrates assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481 (1-3): 125-136.

- Cairns, J. & Pratt, J. R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 10-27, In: Rosenberg, D. M. & Resh V. R. (eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York.
- Callisto, M.; Goulart, M.; Medeiros, A. O.; Moreno, P. & Rosa, C. A. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 743-755.
- Carvalho, E. M.; Uieda, V. S. & Motta, R. L. 2008. Colonization of rocky and leaf pack substrates by benthic macroinvertebrates in a stream in Southeast Brazil. *Bioikos*, 22(1): 37-44.
- Casatti, L.; Silva, A. M.; Langeani, F. & Castro, R. M. C. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 681-696.
- Cobb, D. G.; Galloway, T. D & Flannagan, J. F. 1992. Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 1788-1795.
- Costa, C.; Ide, S. & Simonka, C. E. 2006. Insetos imaturos: metamorfose e identificação. *Holos, Ribeirão Preto*, 249p.
- Cressa, C. 1998. Community composition and structure of macroinvertebrates of the river Camurí Grande, Venezuela. *Verh International Verein Limnological*, 26: 1008-1011.
- Cummins, K. W. & Klug, M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10: 147-172.
- Duan, X.; Wang, Z. & Tian, S. 2008. Effect of streambed substrate on macroinvertebrate biodiversity. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2(1): 122-128.
- Fernández, H. R. & Domingues, E. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. San Miguel de Tucumán, Secretaría de Ciencia y técnica de la Universidad Nacional de Tucumán, 282p.
- Fumetti, S. V.; Nagel, P.; Scheifhacken, N. & Baltes, B. 2006. Factors governing macrozoobenthic assemblages in perennial springs in north-western Switzerland. *Hydrobiologia*, 568: 467-475.

- Galdean, N.; Callisto, M. & Barbosa, F. A. R. 2000. Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 545-552.
- Gonçalves-Jr, J. F.; França, J. S.; Medeiros, A. O.; Rosa, C. A. & Callisto, M. 2006a. Leaf breakdown in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology*, 91: 164-177.
- Gonçalves-Jr, J. F.; Graça, M. A. S & Callisto, M. 2006b. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(2): 344-355.
- Hodkinson, I. D. & Jackson, J. K. 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35(5): 649-666.
- Hynes, H. B. N. 1970. *The ecology of running waters*. Liverpool University Press, Liverpool, 555p.
- Jacobi, D. I. & Benke, A. C. 1991. Life histories and abundance patterns of snag-dwelling mayflies in a blackwater Coastal Plain river. *Journal of the North American Benthological Society*, 10: 372-387.
- Jacobsen D.; Cressa C.; Mathooko J. M. & Dudgeon D. 2008. Macroinvertebrates: composition, life histories and production. Pp. 65-105, In: Dudgeon D. (ed.) *Aquatic Ecosystems: Tropical Stream Ecology*. Elsevier Science.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1: 66-84.
- Kay, W. R.; Smith, M. J.; Pinder, A. M.; McRae, J. M.; Davis, J. A. & Halse, S. A. 1999. Patterns of distribution of macroinvertebrate families in rivers of north-western Australia. *Freshwater Biology*, 41: 299-316.
- Kerans, B. L. & Karr, J. R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4(4): 768-785.
- Kikuchi, R. M. & Uieda, V. S. 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. Pp. 157-173, In: Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (eds). *Ecologia de insetos aquáticos. Série Oecologia Brasiliensis*, vol. 5, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro.
- Legendre, P. & Legendre L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, 853p.

- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, United Kingdom, 256p.
- Marchant, R. 1982. Seasonal variation in the macroinvertebrate fauna of billabongs along Magela Creek, Northern Territory. *Australian Journal of Marine & Freshwater Research*, 33: 329-342.
- Marques, M. & Barbosa, F. 2001. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hydrobiologia*, 457: 69-76.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque, Kendall/Hunt, Iowa, 722p.
- Milesi, S. V.; Biasi, C.; Restello, R. M. & Hepp, L. U. 2009. Distribution of benthic macroinvertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(4): 419-429.
- Moretti, M. S. & Callisto, M. 2005. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(3): 267-281.
- Mugnai, R.; Nessimian, J. L. & Baptista, D. F. 2001. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, 174p.
- Nolte, U.; Tietbühl, R. S. & McCafferty, W. P. 1996. A mayfly from tropical Brazil capable of tolerating short-term dehydration. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 87-94.
- Olsgard, F.; Somerfield, P. J. & Carr, M. R. 1998. Relationships between taxonomic resolution, macrobenthic community patterns and disturbance. *Marine Ecology Progress Series*, 172: 25-36.
- Quin, G. P.; Keough, M. J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, New York, 537p.
- Paprocki, H.; Holzenthal, R. W. & Blahnik, R. J. 2004. Checklist of the Trichoptera (Insecta) of Brazil I. *Biota Neotropica*, 4(1): 1-22.
- Ramírez, A. & Pringle, C. M. 1998. Structure and production of a benthic insect assemblage in a Neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 17: 443-463.
- Rangel, T.F.; Diniz-Filho, J.A.F. & Bini, L.M. 2010. SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology. *Ecography*, 33: 46-50.

- Ratter, J. A.; Ribeiro, J. F. & Bridgewater, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, 80(3): 223-230.
- Reice, S. R. 1980. The role of substratum in benthic macroinvertebrate: microdistribution and litter decomposition in woodland stream. *Ecology*, 61(3): 580-590.
- Resh, V. H. & Rosenberg, D. M. 1984. The ecology of aquatic insects. Praeger Publishers, New York, 625p.
- Roche, K. F.; Queiro, E. P.; Righi, K. O. & Souza, G. M. 2010. Use of the BMWP and ASPT indexes for monitoring environmental quality in a neotropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(1): 105-108.
- Rezende, C. F. 2007. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao folhicho submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central. *Biota Neotropica*, 7(2): 301-306.
- Ribeiro, L. O. & Uieda, V. S. 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(3): 613-618.
- Rincón, J. A. & Cressa, C. 2000. Temporal variability of macroinvertebrates assemblages in a Neotropical intermittent stream, Venezuela. *Archive für Hydrobiologie*, 148: 421-432.
- Salles, F. F.; Da-Silva, E. R.; Hubbard, M. D. & Serrão, J. E. 2004. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. *Biota Neotropica*, 4(2): 1-34.
- Sartori, M.; Gattolliat, J.; Oliarinony, R. & Elouard J. 2000. Biogeography of malagasy Mayflies (Insecta, Ephemeroptera): Preliminary results. *Diversité et Endemisme a Madagascar*. Pp. 307-317, In: Lourenço, W. R. & Goodman, S. M. (Eds). *Memoires de La Société de Biogéographie*, Paris.
- Silveira, M. P.; Buss, D. F.; Nessimian, J. L. & Baptista, D. F. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in southeastern Brazilian river. *Brazilian Journal of Biology*, 66 (2B): 623-632.

Conclusões da Tese

De modo geral pode-se concluir que o objetivo central desta Tese foi atingido. Foi constatado que os padrões na estrutura da ictiofauna em áreas de Cerrado são orientados pelas bacias hidrográficas. A estrutura da ictiofauna de cada uma dessas bacias foi distinta, indicando que a fauna de peixes responde diferentemente aos atributos ambientais em cada uma das bacias. Por outro lado, apesar de compostas por espécies distintas, a ictiofauna das três bacias apresenta a mesma estrutura trófica, mesmo quando considerados os graus de conservação ou porções de micro-habitat, o que sugere funcionalidade semelhante entre as bacias e micro-habitats.

Representantes da família Characidae foram os responsáveis pelo maior número de interações com o habitat em todas as bacias, sendo verificada também uma correlação positiva entre a plasticidade no uso espacial e abundância das espécies nas três bacias. Cada uma das bacias apresentou distintas estruturas chave de habitat mas, quando analisadas em macro escala, evidenciam a importância das dimensões laterais e bentônicas dos corpos d'água, o que representa um ganho de foco em projetos de conservação e restauração de ambientes aquáticos no Cerrado.

O padrão de distribuição das abundâncias dos gêneros de EPT também foi diferente entre as bacias e os valores de abundância e riqueza diferiram entre as bacias e entre as estações do ano. A posição geográfica e, secundariamente, a diversidade interna são os fatores que melhor explicam a variação encontrada na riqueza e na abundância desses organismos. Praticamente nenhuma das métricas testadas para a fauna de EPT foi capaz de discriminar áreas mais preservadas das menos preservadas, sugerindo que a presença de mata ciliar, mesmo que descontínua, garante uma estruturação comum às áreas mais preservadas.

A dimensão espacial, investigada com as comparações entre distintas bacias hidrográficas, mostrou fortes evidências de ser um dos grandes fatores estruturadores de comunidades de peixes e macroinvertebrados em riachos neotropicais, exercendo esse papel em comunidades de peixes, macroinvertebrados e na exploração de porções do ambiente. A dimensão sazonal teve pouca influência nas comunidades de peixes, mas influenciou as comunidades de macroinvertebrados, talvez pela maior suscetibilidade ao arraste desses organismos nos períodos de chuva e eclosão diferencial de táxons. A dimensão conservacionista praticamente não explicou as alterações na estrutura das comunidades, provavelmente devido ao baixo grau de impactos físicos encontrados nas unidades amostrais em razão da proximidade a unidades de conservação.

Assim, pode-se concluir que apenas o conhecimento de aspectos básicos das comunidades aquáticas e a distribuição de táxons podem refletir diretamente no entendimento de padrões ecoregionais e na produção e refinamento de técnicas de avaliação de impactos. Vale ressaltar que os objetivos deste estudo foram além de testar hipóteses ecológicas, sendo também válidos para a complementação acadêmica e a formação de um pensamento científico mais criterioso. Ao longo destes quatro anos fui capaz de amadurecer diversos conceitos científicos e filosóficos e de compreender a importância de estudos conceituais teóricos.

Algumas informações adicionais produzidas serão mais bem trabalhadas em pelo menos mais duas publicações, visto que, durante as observações subaquáticas, foi quantificado um tipo inédito de interação alimentar nuclear-seguidor entre peixes da espécie *Characidium fasciatum* e camarões do gênero *Macrobrachium*. Pretende-se também realizar análises de concordância entre as comunidades de peixes e macroinvertebrados bentônicos.

APÊNDICE I

Neste tópico é apresentada uma caracterização geral das bacias hidrográficas quanto aos atributos ambientais coletados. As diferenças nos dados físico-químicos, hidrológicos, os índices de diversidade interna e de ecótone também foram avaliadas entre as três bacias. A seleção dos testes comparativos baseou-se nas premissas de normalidade e homocedasticidade, no caso de dados paramétricos foram realizadas análises de variância (ANOVA um fator), quando os dados não foram paramétricos utilizou-se um teste de Kruskal-Wallis. Utilizou-se os testes de Tukey para análises *post hoc*. As diferenças estatísticas encontradas foram evidenciadas com letras sobre as caixas (Box). Adicionalmente também é inserida a tabela com os valores obtidos dos estimadores de riqueza (ICE e ACE).

Atributos físico-químicos

Os riachos analisados nas três bacias não apresentaram diferenças significativas para os dados de pH e turbidez. Oxigênio dissolvido foi superior na bacia do São Francisco, mas diferente somente da bacia do Paraná ($p = 0,015$). A condutividade apresentou alta discrepância entre as bacias, sendo que a bacia do alto Paraguai mostrou dados muito superiores às outras duas ($H = 11,94$, $p = 0,002$). Para o parâmetro temperatura a bacia do São Francisco apresentou os menores valores registrados ($p < 0,05$), enquanto nas outras duas bacias o comportamento desta variável se mostrou semelhante (Tabela 1-3, Figura 1).

Atributos hidrológicos

Na bacia do alto Paraguai os atributos hidrológicos não diferiram entre as áreas mais e menos preservadas (Tabela 4-6 e Figura 2).

Os atributos volume, velocidade máxima média e vazão não apresentaram diferenças significativas entre as bacias hidrográficas. As bacias hidrográficas do alto Paraná e alto São Francisco, entretanto diferiram nos atributos de área superficial, largura e profundidade ($p= 0,04$; $0,04$ e $0,001$; respectivamente). Sendo que área superficial e largura foram menores no Paraná, enquanto que a profundidade foi maior. Estas variáveis não apresentaram diferenças entre as demais bacias (Figura 2).

Estrutura interna e externa do habitat

Diversidade estrutural interna: Tanto para o grupo dos riachos conservados quanto para os degradados na bacia do alto Paraguai houve predomínio do componente estrutural rocha, enquanto que os outros componentes foram pouco representativos (Tabela 7).

Para os riachos amostrados bacia do alto Paraná no grupo dos conservados foi verificada a presença de muito fólico misturado com silte. Embora pequena a representatividade de macrófitas emergentes e flutuantes foi maior nas áreas conservadas do que nas áreas degradadas. Os riachos degradados amostrados nesta bacia apresentam um predomínio marcante de areia como principal componente da estrutura interna (Tabela 8).

Nos trechos analisados da bacia do São Francisco o elemento rocha se apresentou em maior abundância, tanto nas áreas conservadas, quanto nas degradadas. As áreas degradadas apresentam também frequências relativamente altas dos componentes cascalho e seixo (Tabela 9).

Aparentemente a distribuição das frequências dos elementos que compõe a diversidade estrutural interna das bacias do alto Paraguai e São Francisco são mais semelhantes entre si do que as duas bacias quando comparadas a bacia do Paraná.

Os índices de diversidade interna (Shannon Wiener, Pielou e Berger & Parker), calculados a partir da frequência relativa das estruturas internas, de todos os trechos amostrados nas três bacias foram estatisticamente semelhantes. Não tendo sido observada diferença entre eles nas bacias hidrográficas (Figura 3).

Diversidade do ecótone: Para os riachos amostrados na bacia do alto Paraguai, foram encontradas diferenças entre as estruturas dominantes de ecótone. As áreas conservadas apresentaram predomínio de rochas, troncos e vegetação arbustiva na interface água-terra. Já as áreas degradadas apresentaram predomínio de briófitas e raízes finas em rede (Tabela 10). Os valores do índice de diversidade do ecótone também são maiores nas áreas degradadas.

Na bacia do alto Paraná a estrutura raiz fina em rede embora tenha sido mais abundante nas áreas conservadas também foi encontrada nas degradadas. As áreas conservadas apresentaram também predomínio de vegetação arbustiva e arbórea nas áreas transição água-terra. Já para as áreas degradadas o mais comumente encontrado foram barrancos expostos e solo desprovido de vegetação (Tabela 11).

Para os riachos conservados amostrados na bacia do alto São Francisco observa-se um predomínio de vegetação arbustiva quando comparados com os riachos degradados, estes por sua vez apresentam com maior frequência áreas nuas, isto é desprovidas de estrutura no ecótone (Tabela 12).

Nos riachos amostrados na bacia do alto Paraná praticamente não foram encontrados rochas, troncos e briófitas nas áreas de ecótone. Com exceção de uma localidade na bacia do Paraná, o elemento gramíneas foi pouco representativo em todas as bacias. Quando comparadas ambas as

bacias do Paraná e São Francisco apresentam semelhanças nas frequências dos atributos, rocha e troncos e briófitas, o que lhes confere uma certa similaridade estrutural.

As áreas de ecótono de todas as bacias não apresentaram diferenças quanto aos índices de diversidade de Shanon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J) (Figura 4).

Eficiência amostral: A eficiência amostral foi avaliada por meio dos estimadores de riqueza de espécies ICE (Incidence-based Coverage Estimator) e ACE (Abundance-based Coverage Estimator) utilizando o programa computacional EstimateS 7 (Colwell 2004). Os valores estimados em cada uma das amostras e os respectivos valores de desvio padrão são encontrados nas Tabelas 13, 14 e 15.

Tabela 1. Dados físico-químicos dos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia do alto Paraguai (PG).

	CPG1		CPG2		CPG3		DPG1		DPG2		DPG3	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
OD (mg/l)	8,4	9,0	8,9	9,0	7,9	9,3	9,0	9,1	9,4	8,3	8,2	8,9
pH	8,6	8,4	8,8	8,8	8,2	8,6	8,9	8,6	9,0	8,9	8,5	7,7
Condutividade (mS/cm)	0,412	0,330	0,330	0,310	0,453	0,307	0,378	0,325	0,286	0,227	0,403	0,344
Turbidez (NTU)	0,3	3,7	1	8,7	1,7	22	14,3	27,7	4,7	13,3	3,7	14,7
Temperatura (°C)	21,5	23,3	21,2	22,7	20,2	21,5	20,8	22,9	19,7	23,3	19,6	22,9

Tabela 2. Dados físico-químicos dos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia do alto Paraná (PN).

	CPN1		CPN2		CPN3		DPN1		DPN2		DPN3		DPN4	
	S	C	S	C	S	S	C	C	S	C	S	C	S	C
OD (mg/l)	7,9	8,2	7,6	7,3	8,3	9,1	8,7	8,9	9,3	8,5	9	9	9,2	8,6
pH	9	8	7,8	7,8	8,8	8,8	8,7	8,7	8,8	8,4	8,8	8,4	8,7	8,5
Condutividade (mS/cm)	0,003	0,002	0,004	0,003	0,058	0,050	0,062	0,048	0,073	0,063	0,081	0,065	0,015	0,010
Turbidez (NTU)	31,3	7	2	3,3	26,7	52	17	80	47	57,3	75	108,3	7,7	20,3
Temperatura (°C)	19,8	22,2	20,4	22,9	20,5	23,6	19,8	24,5	20,4	26,6	20,4	25,7	22	24,2

Tabela 3. Dados físico-químicos dos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia do alto São Francisco (SF).

	CSF1		CSF2		CSF3		DSF1		DSF2		DSF3	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
OD (mg/l)	9,8	8,7	9,1	9,1	9,6	9,2	9,5	10,1	9,5	9,4	9	8,5
pH	9,2	8,5	8,9	8,5	9,1	8,7	8,9	8,7	9,0	8,3	9,1	8,6
Condutividade (mS/cm)	0,024	0,014	0,016	0,010	0,017	0,011	0,014	0,007	0,015	0,011	0,010	0,003
Turbidez (NTU)	14,7	31,7	2	3,7	11	31	37	48,3	5	18	2,3	14,3
Temperatura (°C)	18,8	21,2	20,8	20,9	18,3	21,9	19,3	21,1	17,2	22	17,2	20,9

Tabela 4. Dados da estrutura hidráulica dos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia do alto Paraguai (PG).

	CPG1		CPG2		CPG3		DPG1		DPG2		DPG3	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Largura média (m)	8,82	9,93	8,56	10,49	5,52	7,28	5,01	5,22	5,47	5,64	2,87	3,12
Profundidade média (cm)	28,8	50,6	29,1	40,9	23,6	37,3	31,7	37,8	35,3	36,8	32,6	35,4
Velocidade média (m/s)	0,21	0,84	0,19	0,53	0,28	0,82	0,35	0,51	0,22	0,32	0,35	0,48
Vazão média (m ² /s)	0,58	6,78	0,11	0,98	0,32	2,25	0,48	0,96	0,26	0,45	0,29	0,70
Área Superficial (m ²)	698	789	692	853	448	574	400	418	438	450	228	242
Volume (m ³)	193	388	216	369	105	213	129	159	154	166	77	88

Tabela 5. Dados da estrutura hidráulica dos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia do alto Paraná (PN).

	CPN1		CPN2		CPN3		DPN1		DPN2		DPN3		DPN4	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Largura média (m)	1,05	1,13	1,15	1,14	2,77	2,69	5,54	5,64	4,45	4,51	2,42	2,55	5,71	5,65
Profundidade média (cm)	32,9	37,2	45,3	43,8	48,8	50,6	51,8	50,8	32,0	38,1	49,9	50,1	29,5	31,7
Velocidade média (m/s)	0,13	0,19	0,22	0,21	0,15	0,16	0,55	0,57	0,61	0,69	0,27	0,36	0,95	0,97
Vazão média (m ² /s)	0,04	0,09	0,24	0,37	0,22	0,16	1,26	1,51	0,71	1,00	0,15	0,32	1,21	1,46
Área Superficial (m ²)	87	94	91	91	225	219	445	454	350	355	188	197	453	445
Volume (m ³)	29	36	41	39	110	112	232	233	113	137	92	98	138	146

Tabela 6. Dados da estrutura hidráulica dos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia do alto São Francisco (SF).

	CSF1		CSF2		CSF3		DSF1		DSF2		DSF3	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Largura média (m)	8.7	8.8	9.0	9.2	5.7	6.3	3.3	4.0	3.8	4.8	8.7	9.0
Profundidade média (cm)	24.0	29.0	23.8	26.7	22.2	31.6	20.5	34.2	33.3	35.6	23.1	32.1
Velocidade média (m/s)	0.5	0.7	0.8	1.0	0.7	0.9	0.3	0.7	0.4	0.7	0.3	0.7
Vazão média (m ² /s)	0.5	1.2	0.9	2.1	0.4	1.3	0.1	0.7	0.3	1.2	0.3	1.3
Área Superficial (m ²)	700	716	728	739	457	502	265	319	299	384	698	692
Volume (m ³)	157	198	167	196	99	154	54	105	101	133	165	222

Tabela 7. Porcentagem relativa e índices de diversidade interna nos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia do alto Paraguai (PG).

	CPG1	CPG2	CPG3	DPG1	DPG2	DPG3
Silte	0	0	0	4,1	0,6	8,1
Areia	2,2	10,6	2,5	9,7	28,1	3,4
Cascalho	25,3	6,3	4,1	8,4	0,6	14,4
Seixo	9,4	0	1,3	3,8	6,3	5,3
Rocha	40,0	70,0	44,1	55,6	41,6	30,6
Vegetação aderida	0	0	19,7	2,5	0	3,8
Folhiço	3,8	3,8	3,4	5,9	11,3	7,8
Galhos + Troncos	0	2,2	1,6	2,2	10,9	6,6
Lage	12,8	5	14,4	6,3	0	13,8
Vegetação emergente	6,3	1,9	8,1	0,9	0	0,3
Vegetação submersa	0,3	0,3	0,9	0	0	0
Raizes internas	0	0	0	0,6	0,6	5,9
H'	1,61	1,11	1,69	1,64	1,49	2,14
D BP	0,41	0,72	0,45	0,58	0,42	0,31
J	0,77	0,53	0,73	0,68	0,71	0,89

Tabela 8. Porcentagem relativa e índices de diversidade interna nos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia do alto Paraná (PN).

	CPN1	CPN2	CPN3	DPN1	DPN2	DPN3	DPN4
Silte	25,6	26,6	7,8	0	0	9,4	0
Areia	0	13,1	47,8	84,1	95,6	66,9	35,3
Cascalho	18,8	0	0	0	0	2,5	0
Seixo	2,2	0	0	0	0	0	0
Rocha	0	0	0	0	0	0	17,2
Vegetação aderida	6,6	10,3	0	0	0	0	11,6
Folhiço	28,4	37,8	28,1	4,1	2,5	8,8	2,5
Galhos + Troncos	2,5	8,8	13,4	9,4	1,3	10	0,3
Lage	0	0	0	0	0	0	15,6
Vegetação emergente	3,8	0	2,8	1,9	0,6	2,5	5,9
Vegetação submersa	9,1	0	0	0	0	0	11,6
Raizes internas	3,1	3,4	0	0,6	0	0	0
H'	1,86	1,56	1,28	0,59	0,20	1,12	1,76
J	0,84	0,87	0,79	0,37	0,14	0,62	0,84

Tabela 9. Porcentagem relativa e índices de diversidade interna nos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia do alto São Francisco (SF).

	CSF1	CSF2	CSF3	DSF1	DSF2	DSF3
Silte	0	0	0	0	1,6	0
Areia	2,2	8,1	10	8,8	7,5	0,9
Cascalho	18,1	23,1	11,9	32,5	28,4	26,6
Seixo	2,2	10,6	7,2	24,1	9,1	16,6
Rocha	70,6	53,1	61,9	20,6	38,4	46,9
Vegetação aderida	5	3,1	3,8	1,3	0	3,8
Folhiço	0	0,9	2,5	2,8	5,6	3,8
Galhos + Troncos	0	0	0,6	1,3	6,6	0
Lage	0	0	1,3	8,8	3,1	0
Vegetação emergente	1,9	0,9	0,3	0	0	0,6
Vegetação submersa	0	0	0,6	0	0	0,9
Raízes internas	0	0	0	0	0	0
H'	0,94	1,31	1,33	1,70	1,67	1,39
J	0,52	0,67	0,58	0,81	0,80	0,66

Tabela 10. Porcentagem relativa e índices de diversidade do ecótono nos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia da alto Paraguai (PG).

	CPG1	CPG2	CPG3	DPG1	DPG2	DPG3
Briófitas	3,1	15,9	25,6	36,9	15,9	22,8
Pteridófitas	0	0,3	0	2,2	4,7	0
Raiz fina em rede	6,3	6,3	1,9	25,6	10,9	27,8
Raiz grande exposta	0,6	1,3	0	2,8	6,6	9,7
Vegetação arbustiva	45,0	13,4	18,4	13,8	7,2	7,8
Vegetação arbórea	2,8	1,9	5,6	5,0	2,5	6,9
Gramínea	2,8	0	0	0,6	1,3	0
Solo nú	7,8	12,8	3,4	4,1	41,9	5,3
Rocha + tronco	31,6	48,1	38,8	9,1	9,1	19,7
H'	1,45	1,51	1,42	1,73	1,81	1,81
J	0,7	0,73	0,79	0,79	0,82	0,93

Tabela 11. Porcentagem relativa e índices de diversidade do ecótono nos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia da alto Paraná (PN).

	CPN1	CPN2	CPN3	DPN1	DPN2	DPN3	DPN4
Briófitas	14,7	2,5	7,8	6,6	4,4	4,1	3,4
Pteridófitas	0,9	0	5,3	0,3	8,8	0,6	1,3
Raiz fina em rede	35,9	44,7	35,0	20,6	17,8	32,5	0
Raiz grande exposta	1,6	13,4	7,2	0	0	10,6	0
Vegetação arbustiva	17,5	23,1	19,4	16,9	12,2	19,1	13,4
Vegetação arbórea	5,9	15,6	15,6	2,8	3,1	5,3	3,4
Gramínea	14,1	0	0	13,8	6,6	5,3	43,1
Solo nú	9,4	0,6	7,8	39,1	47,2	22,5	30,9
Rocha + tronco	0	0	1,9	0	0	0	4,4
H'	1,76	1,4	1,82	1,58	1,57	1,75	1,43
D PB	0,36	0,45	0,36	0,40	0,48	0,32	0,44
J	0,85	0,77	0,87	0,81	0,8	0,84	0,73

Tabela 12. Porcentagem relativa e índices de diversidade do ecótono nos trechos mais (C) e menos (D) preservados da bacia da alto São Francisco (SF).

	CSF1	CSF2	CSF3	DSF1	DSF2	DSF3
Briófitas	17,5	6,9	21,9	18,1	10,6	16,6
Pteridófitas	0,3	2,5	0,9	2,2	1,9	1,3
Raiz fina em rede	19,7	10,6	7,5	20,0	21,9	20,0
Raiz grande exposta	9,1	0,9	12,2	12,5	5,0	6,9
Vegetação arbustiva	23,4	24,4	6,6	3,8	4,7	18,4
Vegetação arbórea	0,9	0	0,6	0,9	3,8	0
Gramínea	4,1	4,7	1,9	4,7	0	5,3
Solo nú	1,6	13,4	11,9	21,9	32,8	6,3
Rocha + tronco	23,4	36,6	36,6	15,9	19,4	25,3
H'	1,81	1,71	1,78	1,95	1,78	1,87
J	0,82	0,82	0,8	0,89	0,85	0,9

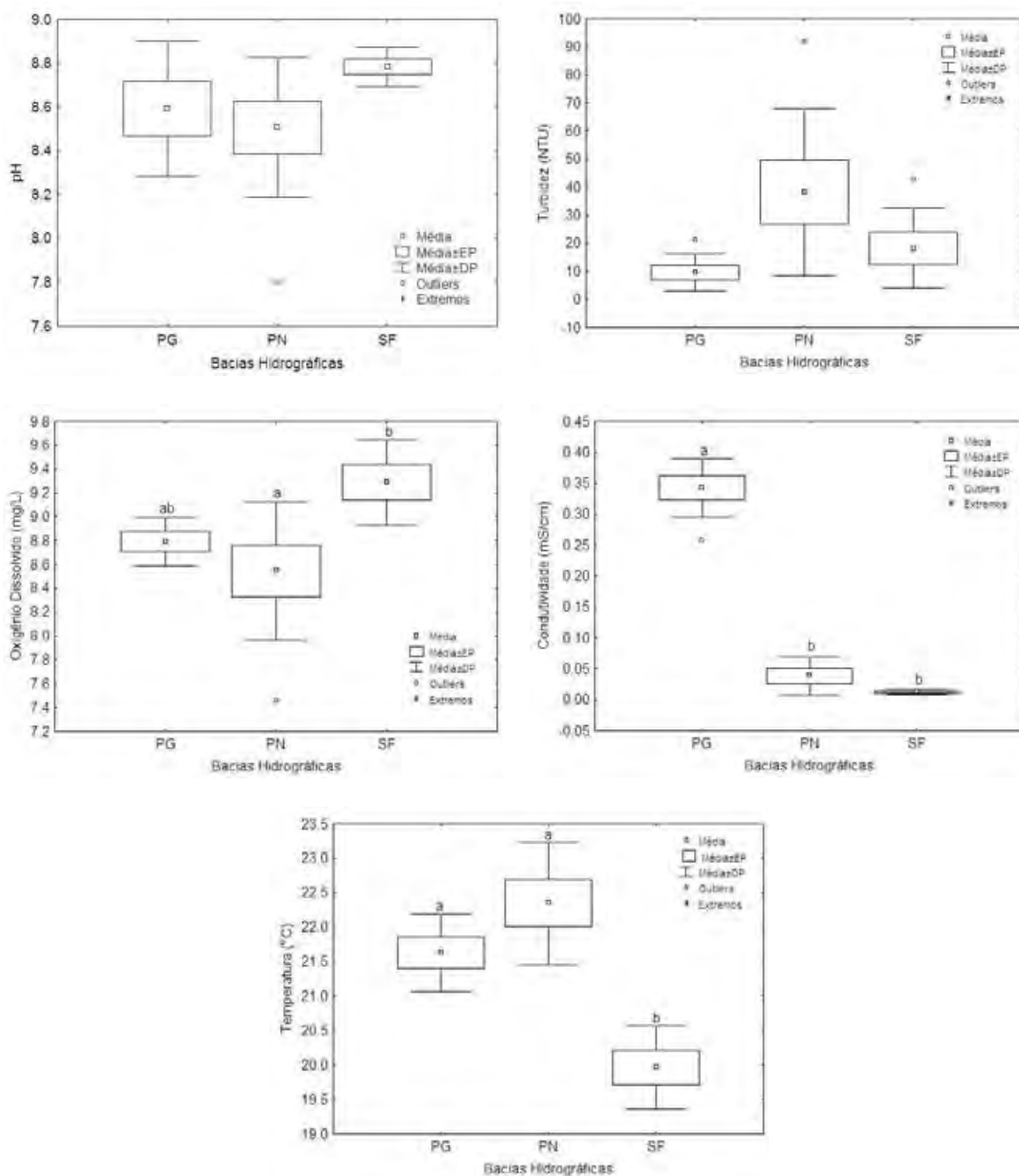


Figura 1. Média dos descritores físico-químicos em cada bacia. Letras sobre as caixas indicam as diferenças significativas. PG – alto Paraguai, PN – alto Paraná e SF – alto São Francisco.

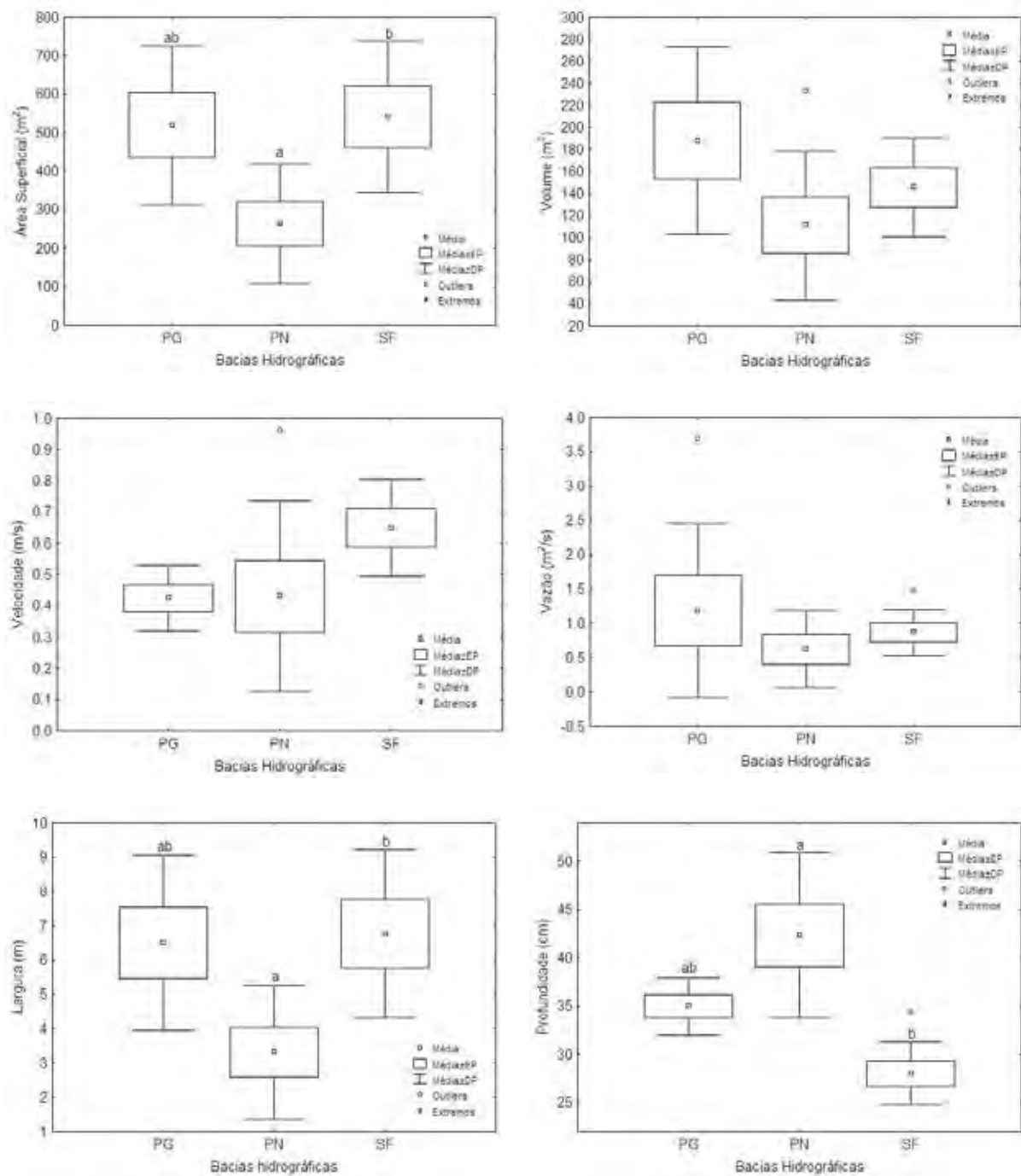


Figura 2. Média dos descritores hidrológicos em cada bacia. Letras sobre as caixas indicam as diferenças significativas. PG – alto Paraguai, PN – alto Paraná e SF – alto São Francisco.

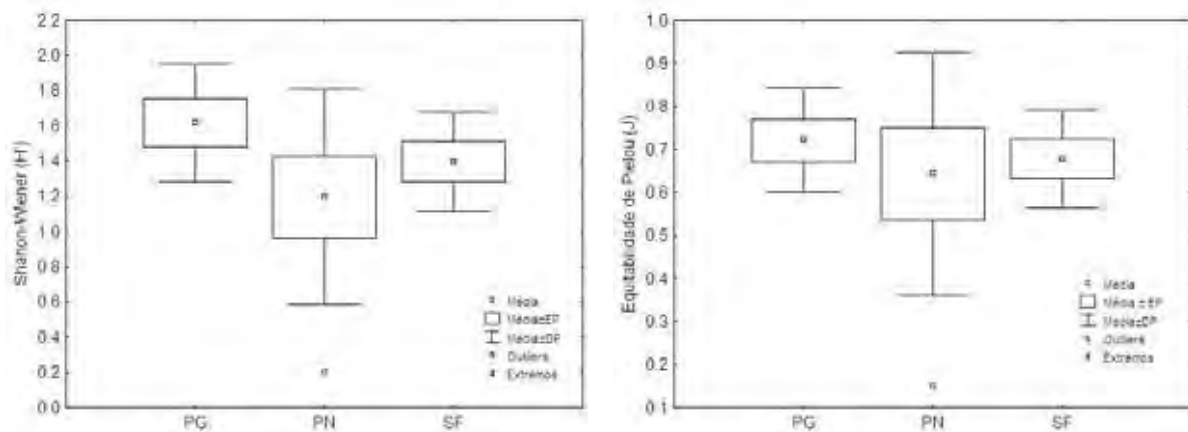


Figura 3. Índices de diversidade estrutural interna nas três bacias hidrográficas amostradas. PG – alto Paraguai, PN – alto Paraná e SF – alto São Francisco.

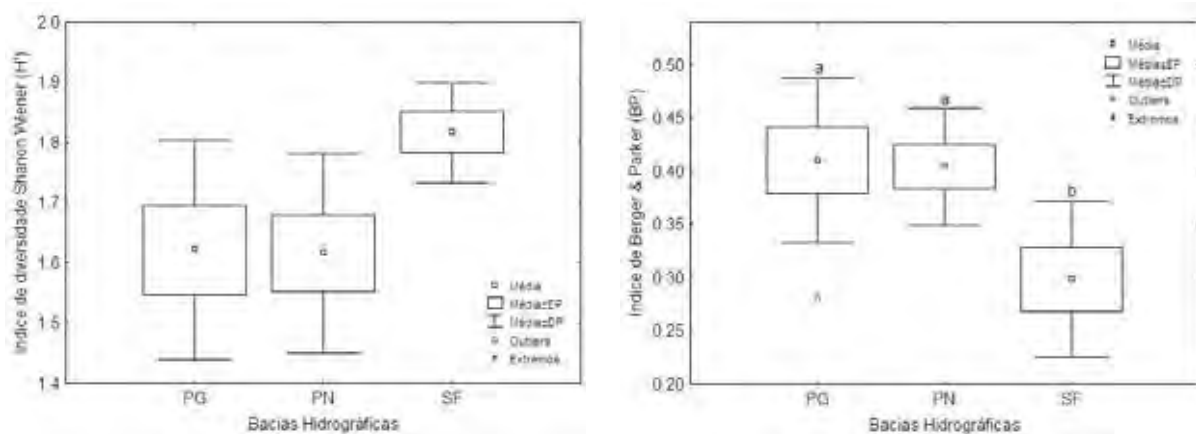


Figura 4. Índices de diversidade de ecótono nas três bacias hidrográficas amostradas. Letras sobre as caixas indicam as diferenças significativas. PG – alto Paraguai, PN – alto Paraná e SF – alto São Francisco.

Tabela 13. Valores obtidos para média e desvio-padrão (DP) da riqueza observada e estimada pelo ICE (estimador baseado na incidência) e ACE (estimador baseado na abundância) nas amostras da bacia do alto Paraguai. As amostras se referem a seis localidades amostradas na bacia em seis ocasiões.

Amostras	Média riqueza observada	ACE Média	ACE DP	ICE Média	ICE DP
1	9,71	10,87	4,1	56,56	38,84
2	13,3	15,28	4,95	38,1	25,39
3	16,44	18,8	5,14	30,87	14,4
4	18,5	21,17	5,41	29,06	10,17
5	20,15	23,34	6,01	30,22	9,88
6	21,84	25,47	5,76	31,88	8,7
7	22,93	26,56	5,44	32,25	7,8
8	24,04	28,07	5,39	33,4	7,21
9	24,89	28,86	5,07	33,47	6,44
10	25,95	30,26	5,26	34,76	6,31
11	26,79	31,19	4,96	35,22	5,37
12	27,42	31,96	4,86	35,04	5,02
13	28,05	32,64	4,77	35,24	5,51
14	28,72	33,6	4,93	35,6	5,22
15	29,33	34,27	4,49	36,11	4,34
16	29,86	34,93	4,42	36,4	4,28
17	30,31	35,53	4,46	36,72	4,09
18	30,68	35,87	4,22	36,78	3,66
19	31,02	36,21	4,05	36,85	3,48
20	31,3	36,52	3,9	37,18	3,48
21	31,58	36,8	3,72	37,21	3,25
22	31,83	37,1	3,61	37,33	3
23	32,23	37,48	3,46	37,73	2,82
24	32,59	37,95	3,24	37,98	2,52
25	32,83	38,35	3,08	38,18	2,26
26	33,08	38,68	3,04	38,39	2,26
27	33,31	38,72	2,65	38,49	2,16
28	33,52	39,01	2,48	38,53	1,9
29	33,71	39,05	2,37	38,54	1,87
30	33,98	39,34	2,29	38,77	1,76
31	34,14	39,5	2,15	38,87	1,63
32	34,38	39,77	1,94	39,05	1,46
33	34,56	39,94	1,76	39,1	1,24
34	34,75	40,06	1,5	39,18	1,06
35	34,91	40,13	0,95	39,2	0,64
36	35	40,15	0	39,1	0,01

Tabela 14. Valores obtidos para média e desvio-padrão (DP) da riqueza observada e estimada pelo ICE (estimador baseado na incidência) e ACE (estimador baseado na abundância) nas amostras da bacia do alto Paraná. As amostras se referem a sete localidades amostradas na bacia em seis ocasiões.

Amostras	Média riqueza observada	ACE Média	ACE DP	ICE Média	ICE DP
1	7,66	12,51	9,5	42,42	39,9
2	14,31	22,1	9,92	94,17	66,1
3	17,6	25,06	9,11	68,75	48,98
4	20,45	27,84	9,28	50,74	20,02
5	23,09	31,13	9,1	45,97	16,02
6	25,55	33,78	9	44,98	14,37
7	27,75	36,77	8,17	45,64	13,46
8	29,54	38,54	7,79	46,43	12,87
9	31,07	40,52	8,21	47,03	10,61
10	32,35	42,11	7,92	47,74	9,36
11	33,38	43,11	7,14	48,27	8,46
12	34,32	44,28	6,95	48,53	7,72
13	35,53	45,63	7,09	49,34	7,73
14	36,5	46,55	6,97	50	7,71
15	37,15	47,19	7,39	50,31	8,09
16	38,14	48,13	7,2	50,95	7,24
17	39,07	49,32	7,23	51,91	6,66
18	39,79	50,07	6,87	52,23	6,31
19	40,35	50,53	6,62	52,18	5,94
20	40,87	51,23	6,96	52,41	6,11
21	41,29	51,26	6,61	52,06	5,57
22	41,75	51,5	6,33	52,22	5,2
23	42,25	52,09	6,03	52,59	4,98
24	42,9	52,89	5,76	53,22	4,97
25	43,31	53,23	5,71	53,41	4,97
26	43,72	53,44	5,41	53,64	4,57
27	44,23	54,02	5	53,99	4,09
28	44,68	54,42	4,98	54,39	4,16
29	45,02	54,66	4,83	54,51	4,16
30	45,46	55,01	4,61	54,62	3,91
31	45,96	55,63	4,29	55,1	3,5
32	46,43	56,09	4,24	55,51	3,54
33	46,81	56,31	3,93	55,7	3,55
34	47,01	56,25	3,73	55,63	3,28
35	47,29	56,31	3,43	55,63	3,08
36	47,54	56,57	3,39	55,85	2,98
37	47,76	56,75	3,15	55,91	2,68
38	48,07	56,92	2,73	55,98	2,39
39	48,35	57,28	2,61	56,22	2,16
40	48,58	57,35	2,02	56,31	1,7
41	48,76	57,44	1,54	56,28	1,2
42	49	57,67		56,37	0,01

Tabela 15. Valores obtidos para média e desvio-padrão (DP) da riqueza observada e estimada pelo ICE (estimador baseado na incidência) e ACE (estimador baseado na abundância) nas amostras da bacia alto São Francisco. As amostras se referem a seis localidades amostradas na bacia em seis ocasiões.

Amostras	Média riqueza observada	ACE Média	ACE DP	ICE Média	ICE DP
1	6,63	8,75	3,08	26,48	14,42
2	9,28	11,23	2,92	25,01	19,14
3	10,66	12,5	2,9	15,67	5,87
4	11,59	13,36	2,65	14,71	3,35
5	12,3	14,06	2,73	14,86	3,18
6	12,84	14,63	2,62	15,31	3,16
7	13,29	15,02	2,59	15,52	2,91
8	13,77	15,86	3,11	16,04	2,85
9	14,09	16,15	3,12	16,22	2,81
10	14,4	16,38	3,03	16,36	2,75
11	14,66	16,88	3,57	16,67	2,79
12	14,94	17,07	3,12	17,03	2,94
13	15,11	17,35	3,52	17,23	3,08
14	15,42	17,73	3,39	17,73	3,14
15	15,62	17,93	3,29	18,14	3,39
16	15,85	17,94	3,17	18,38	3,16
17	16,04	18,23	3,28	18,68	3,22
18	16,25	18,46	3,22	18,88	3,21
19	16,5	18,86	3,27	19,19	3,34
20	16,73	19,29	3,36	19,19	2,95
21	16,88	19,51	3,16	19,26	2,75
22	17,03	19,78	3,06	19,38	2,58
23	17,32	20,48	3,05	19,85	2,47
24	17,51	20,98	3,18	20,11	2,41
25	17,59	21,22	3,24	20,17	2,4
26	17,74	21,66	3,22	20,43	2,33
27	17,89	22,09	3,05	20,69	2,18
28	17,98	22,4	3,03	20,76	2,11
29	18,09	22,91	3,44	20,92	2,1
30	18,26	23,52	3,16	21,18	1,98
31	18,37	23,96	2,96	21,36	1,82
32	18,51	24,64	2,99	21,63	1,81
33	18,63	25,12	2,66	21,84	1,58
34	18,76	26	2,42	22,06	1,28
35	18,87	26,65	1,88	22,18	0,96
36	19	27,44	0	22,33	0,01