

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Distribuição da taxocenose íctica em córregos de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná, DF

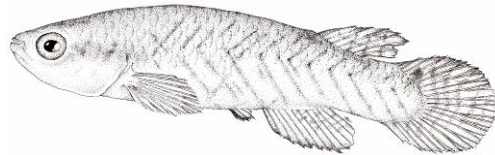
Pedro De Podestà Uchôa de Aquino

Brasília – DF

2008

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Distribuição da taxocenose íctica em córregos de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná, DF



Orientadora: Dra. Claudia Padovesi Fonseca

Dissertação apresentada ao Instituto de
Ciências Biológicas da Universidade de
Brasília como parte dos requisitos
necessários para a obtenção do título de
Mestre em Ecologia

Brasília – DF

2008

“... existe no interior do Brazil uma zona de
excellente clima com riquezas naturaes, que
só pedem braços para serem exploradas.”

Trecho do Relatório Cruls (1896)

Trabalho realizado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, com o apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Ecologia pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade de Brasília (UnB).

“Distribuição da taxocenose íctica em córregos de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná, DF”

Pedro De Podestà Uchôa de Aquino

Aprovado por:

Orientadora: Dra. Claudia Padovesi Fonseca
Departamento de Ecologia, UnB

Dr. Francisco Langeani Neto
Departamento de Zoologia e Botânica, UNESP-SJRP
Membro externo

Dr. Guarino Rinaldi Colli
Departamento de Zoologia, UnB
Membro interno

Dra. Maria Júlia Martins Silva
Departamento de Zoologia, UnB
Membro interno

AGRADECIMENTOS

São muitos a quem agradecer. Vários foram os incentivos, apoios, exemplos, companheirismos.

À minha família (meus pais, avós, irmãos), pela amorosa companhia, suporte, exemplo, paciência e ensinamentos durante mais essa etapa da minha vida. Sem ela, nada seria.

À Marcela Ayub Brasil (Chelinha), pelo companheirismo e auxílio em tantos momentos. Amor pela vida compartilhado.

À professora Dra. Maria Júlia Martins Silva, pela confiança e incentivo incondicional em minha formação como pesquisador.

À professora Dra. Claudia Padovesi Fonseca, pela orientação e oportunidade de realizar esse trabalho.

À Mariana Schneider (Mari), pela cumplicidade em nossas aventuras ictiológicas. Ao Henrique Breda Arakawa e Douglas Cavalcanti, pela disposição e colaboração durante nossas empreitadas. Presenças fundamentais e indispensáveis para realização desse estudo.

Ao professor Francisco Langeani, pela identificação do material biológico e sugestões para o manuscrito.

Aos amigos e colegas que auxiliaram em algumas coletas de campo: Ricardo, Zé Braz, Thiago, Bernardo, Filipe, Juliana, Carlinhos, Guth, Paulinha e Flávio.

Ao Santos Balbino (Santinhos), pela disponibilidade e ajuda no transporte e pescarias.

À equipe do Laboratório de Geociências, em nome do professor Dr. Geraldo Resende Boaventura, pelo auxílio em algumas análises laboratoriais.

Ao Dr. Guarino Rinaldi Colli pelas críticas e sugestões para o manuscrito.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, pelo suporte e financiamento.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo fornecimento da bolsa de estudo.

Ao Parque Nacional de Brasília, pela oportunidade e apoio logístico. Em especial, à Diana Tollstadius, grande incentivadora.

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA), pelo fornecimento da licença de coleta.

A todos que contribuíram de alguma forma, meu muito obrigado!

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	3
INTRODUÇÃO.....	5
MATERIAL E MÉTODOS.....	8
Local de estudo.....	8
Gradiente espacial.....	9
Gradiente temporal.....	10
Gradiente ambiental.....	14
Coleta dos peixes.....	14
Análise dos dados.....	16
RESULTADOS.....	20
Caracterização da taxocenose íctica.....	20
Variáveis do hábitat e índices da comunidade.....	27
Repartindo as variações.....	30
DISCUSSÃO.....	33
CONCLUSÕES.....	40
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	41
ANEXOS.....	49

RESUMO

Os padrões de distribuição das comunidades biológicas aquáticas ao longo dos riachos são influenciados por diversas variáveis ambientais que operam em escalas espaciais e temporais. Buscando quantificar a contribuição dos gradientes ambientais, espaciais e temporais na estruturação da taxocenose íctica em regiões de cabeceira, o presente estudo amostrou córregos das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto na região hidrográfica do Alto Rio Paraná. Os pontos amostrados encontram-se em uma Unidade de Conservação de Proteção Integral no Distrito Federal (Parque Nacional de Brasília). Seus cursos d'água apresentam bom estado de preservação, evidenciados na integridade de suas características ambientais naturais e na manutenção dos componentes biológicos nativos. Foram coletadas 28 espécies, sendo 12 novas para a ciência. *Astyanax* sp. e *Hyphessobrycon balbus* foram as espécies com maior distribuição na área de estudo e *Knodus moenkhausii* apresentou a maior abundância (64,5% dos indivíduos). Trechos mais largos e com coberturas vegetais menos densas apresentaram maior número de indivíduos e espécies. Ao longo do curso d'água com o aumento do volume e complexidade dos habitats maior foi a diversidade de peixes encontrada. Repartindo as variações para explicar a composição da taxocenose íctica, entre os gradientes (espacial, ambiental e temporal) e suas interações, foi possível observar forte influência da matriz de dados espaciais contribuindo com 67,4%. A altitude foi a variável espacial que melhor explicou a distribuição das espécies. A matriz dos dados ambientais explicou 38,9% da distribuição dos dados biológicos, sendo o componente ambiental estruturado espacialmente responsável por 31,5% dessa variação. Apesar de pronunciada sazonalidade das chuvas na região, não foi observada variação temporal na estruturação da taxocenose íctica para os córregos de cabeceira das sub-bacias estudadas. Características hidrogeológicas específicas da bacia agem localmente sobre processos de colonização,

dispersão e extinção. O pequeno porte e a baixa mobilidade dos peixes isolam populações favorecendo processos de especiação. Os dados do presente trabalho mostram-se bastante valiosos como referência para a região e, assim, podem ser usados na implementação de políticas públicas com apelo a conservação de nascentes e pequenos mananciais.

Palavras-chave: peixes de riacho, organização da comunidade, córregos preservados, variações hidrológicas, repartindo a variação, endemismo.

ABSTRACT

Structure of fish assemblage in headwaters streams at Upper Paraná River basin, Federal District, central Brazil

Aquatic communities distribution patterns are influenced in streams by several environmental variables which operate in spatial and temporal scales. In this study, we sampled streams in the Bananal and Santa Maria/Torto sub-basins at Upper Paraná River. The aim of this study was to quantify the contribution of environmental, spatial and temporal gradients on fish assemblage structure at preserved headwaters. The sampled areas are placed at Brasília National Park (an Integral Protection Conservation Unit) in Federal District, central Brazil. Rivers and streams in this region are well preserved as view for the integrity of natural environmental of this area and the maintenance of native biological components. Twenty eight species of fish were collected which 12 are new to science. *Astyanax* sp. and *Hyphessobrycon balbus* showed larger distribution in the study area and *Knodus moenkhausii* was the most abundant (64.5% of individuals). Larger stretches with fewer canopy cover had a greater number of individuals and species. The highest diversity of fish was found along the streams with the increase of habitats volume and complexity. By partitioning the variation to explain the composition of fish assemblage among gradients (spatial, temporal and environmental) and their interactions, it was possible to verify a strong influence of the spatial data matrix, which contributed with 67.4%. Altitude was the main spatial variable for explaining the distribution of fish species. The environmental data matrix explained 38.9% of the biological data distribution, and the spatially structured environmental component was responsible for 31.5% of this distribution. Despite the pronounced rainfall seasonality in the region, temporal variation was not observed in the fish assemblage structure for headwater

streams of these sub-basins. Specific hydro-geological characteristics of the basin act locally on colonization, dispersion and extinction processes. The small size and low mobility of isolate populations fishes are characteristics that work in favor of speciation processes. This study results are quite valuable as a reference for the Cerrado region, so as to further implementation of public policies that aim at conserving headwaters and small streams.

Key words: stream fish, community organization, preserved streams, hydrologic variation, partitioning the variation, endemism.

INTRODUÇÃO

Compreender os processos de organização das comunidades biológicas é o enfoque de muitas pesquisas em Ecologia. Os padrões de distribuição das espécies são condicionados a fatores abióticos e bióticos dos ecossistemas (Ricklefs, 1987; Menge & Olson, 1990), os quais raramente operam independentemente. Sob diferentes escalas, os processos de dispersão, especiação e extinção explicam, não apenas a riqueza das espécies, mas também suas abundâncias relativas (Hubbell, 1997). Os processos ecológicos que determinam a estruturação das comunidades de peixes apresentam-se fortemente influenciados por variações hidrológicas, que operam em escalas temporal e espacial e, ainda, por interações biológicas, tais como predação e competição (Matthews, 1998). Em escala global, os padrões de riqueza de espécies de peixes em ambientes lóticos mostram-se relacionados à área total da bacia hidrográfica, disponibilidade de energia e eventos históricos (*e.g.* glaciações) (Oberdorff *et al.*, 1995).

As características morfológicas da bacia (*e.g.* tamanho, conexões entre cursos d'água, posição relativa entre a cabeceira e a foz, entre outros) e as variáveis ambientais associadas a esses gradientes espaciais (*e.g.* vazão, velocidade da água, transparência, composição do substrato, entre outros) criam uma combinação de habitats que direcionam a distribuição das espécies (Poff & Allan, 1995). Ao longo do gradiente longitudinal dos ambientes lóticos (*i.e.* da cabeceira à foz), há um incremento no volume das águas e, com isso, maior número de habitats e nichos, comportando um maior número de espécies (Vannote *et al.*, 1980; Angermeier & Schlosser, 1989). As variações temporais na estrutura dos habitats promovem relevantes alterações na composição e distribuição das espécies de peixes, principalmente, devido a oscilações sazonais no fluxo das águas (Grossman *et al.*, 1998). Sendo assim, eventos de migrações e extinções locais, influenciados por variações espaciais e temporais,

determinaram a composição das taxocenoses de peixes nesses ambientes (Taylor & Warren Jr., 2001).

As regiões de cabeceira das unidades hidrográficas são caracterizadas por menor diversidade de habitats (volume e complexidade) e pouca estabilidade das variáveis ambientais (Schlosser, 1990; Jackson *et al.*, 2001). Esses córregos apresentam pequeno volume de água e cursos irregulares. As espécies de peixes que ocorrem nessas regiões são de pequeno porte, curto período de vida e maturação sexual precoce (Schlosser, 1990). O tamanho reduzido desses indivíduos impede a realização de grandes deslocamentos, tornando as populações isoladas e favorecendo processos de especiação e endemismos (Castro, 1999). A distribuição dessas espécies em riachos apresenta-se direcionada, principalmente, por variações hidrogeológicas (*i.e.* forte interação espécie-habitat) (Gorman & Karr, 1978; Poff, 1997) e, em menor proporção, por interações biológicas (Peres-Neto, 2004). A manutenção das características naturais desses ambientes é imprescindível devido à grande dependência das espécies por esses peculiares ecossistemas. A integridade das Matas de Galeria, por exemplo, mostra-se necessária, uma vez que muitas espécies de peixes usam-nas para alimentação, reprodução e abrigo (Lowe-McConnell, 1987; 1999).

A fauna íctica de água doce da América do Sul possui uma grande diversidade e complexidade; no entanto, o conhecimento da ecologia, biologia e sistemática desse grupo, apesar de crescente, mostra-se ainda incompleto (Vari & Malabarba, 1998). A bacia do Alto Rio Paraná encontra-se totalmente em terras brasileiras, atravessando os estados de Goiás, Mato Grosso do Sul, São Paulo, Paraná e o Distrito Federal. Corresponde ao primeiro terço da bacia do Rio Paraná, ocupando uma área de 891.000 km² (10,5% do território brasileiro) (Agostinho *et al.*, 2004). Essa bacia possui um grande número de espécies de peixes (360 espécies) com expectativa de descoberta de novos táxons, frente ao crescimento de estudos em regiões pouco exploradas (*e.g.* regiões de cabeceira, lagoas marginais de rios e represas)

(Langeani *et al.*, 2007). No entanto, sua integridade tem sido fortemente afetada pela crescente ação antrópica. Entre os principais fatores que prejudicam a conservação da biodiversidade em águas continentais brasileiras, destacam-se os barramentos, a percolação de pesticidas e fertilizantes utilizados em plantações, as drenagens, a retirada da vegetação ripária, a emissão de efluentes, a pesca predatória e a introdução de espécies exóticas (Agostinho *et al.*, 2005).

Estudos em regiões que preservam características naturais e que sofreram pouca interferência humana são importantes referências para políticas públicas conservacionistas. A composição da comunidade e o entendimento dos padrões de distribuição das espécies de peixes mostram-se bastante úteis na avaliação da integridade dos ecossistemas aquáticos (*e.g.* Karr, 1981). Compreender como as comunidades biológicas se estruturam no ambiente natural viabiliza ações de gestão e manejo que minimizam a degradação desses ecossistemas (Schlosser, 1990).

A estrutura dendrítica das bacias impõe restrições metodológicas quanto à espacialização das unidades amostrais (Borcard *et al.*, 1992). Da mesma forma, a autocorrelação temporal das medições (os mesmos pontos são amostrados diversas vezes ao longo do tempo) requer metodologias específicas para identificar relações entre as variáveis do ambiente e os dados biológicos (Anderson & Gribble, 1998; Stewart-Koster *et al.*, 2007).

Considerando essas interações, o presente estudo testou a hipótese de que há influência dos gradientes ambiental, espacial e temporal na distribuição da taxocenose íctica em córregos preservados de cabeceira. Desta forma, foi possível mensurar as contribuições desses gradientes na predição da distribuição das espécies, bem como, identificar qual componente de variação melhor explicou a organização da taxocenose íctica.

Constatando a integridade das áreas amostradas, essas informações poderão ser utilizadas como referência para riachos preservados de cabeceira e subsidiar políticas públicas de manejo (*e.g.* Planos de Manejo), biomonitoramentos e recuperação de áreas degradadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional de Brasília (PNB), maior Unidade de Conservação de Proteção Integral do Distrito Federal, com 42.389 ha (Dec. N° 241 de 29/11/1961, Mod. Lei n° 11.285 de 08/03/2006), com área correspondente a 7,31% do Distrito Federal (MMA & TNC, 2007). Pela sua posição, no Brasil Central, apresenta clima tropical caracterizado por elevadas temperaturas (média anual de 21°C) e duas estações bem definidas: uma seca e fria e outra chuvosa e quente. A precipitação média anual chega a 1.600 mm, com chuvas concentradas nos meses de dezembro e janeiro e quase inexistentes em julho e agosto (Fig. 1). Apresenta vegetação predominante de Cerrado, em sua maior parte cerrado *sensu stricto*.

Neste estudo foram amostrados cursos d'água pertencentes às sub-bacias dos Ribeirões do Bananal e Santa Maria/Torto, os quais deságuam no Lago Paranoá que faz parte da Bacia do Rio São Bartolomeu. Essa região localiza-se ao norte da bacia do Alto Rio Paraná sendo separada da bacia do Tocantins/Araguaia pela Chapada da Contagem (Pinto, 1993).

Com o acelerado crescimento urbano no Distrito Federal, grandes parcelas de Cerrado vêm sendo perdidas (UNESCO, 2001). Neste contexto, o Parque Nacional de Brasília torna-se cada vez mais insularizado, o que compromete sua zona de amortecimento prevista em termos legais pelo SNUC (Lei n° 9.985 de 18/07/2000, Cap. IV, Art. 25). A represa de Santa Maria,

formada pelo barramento dos córregos Santa Maria, Milho Cozido e Vargem Grande, possui águas dentro dos padrões de potabilidade (Resolução CONAMA nº 20 de 18/06/87) e abastece parte do Distrito Federal. Muitas amostras representativas do bioma Cerrado encontram-se preservadas pela manutenção dessa Unidade de Conservação. Sua importância é, ainda, evidenciada nas atividades de educação ambiental e incentivo à pesquisas científicas, contribuindo para maior conhecimento do bioma Cerrado (IBAMA & FUNATURA, 1998).

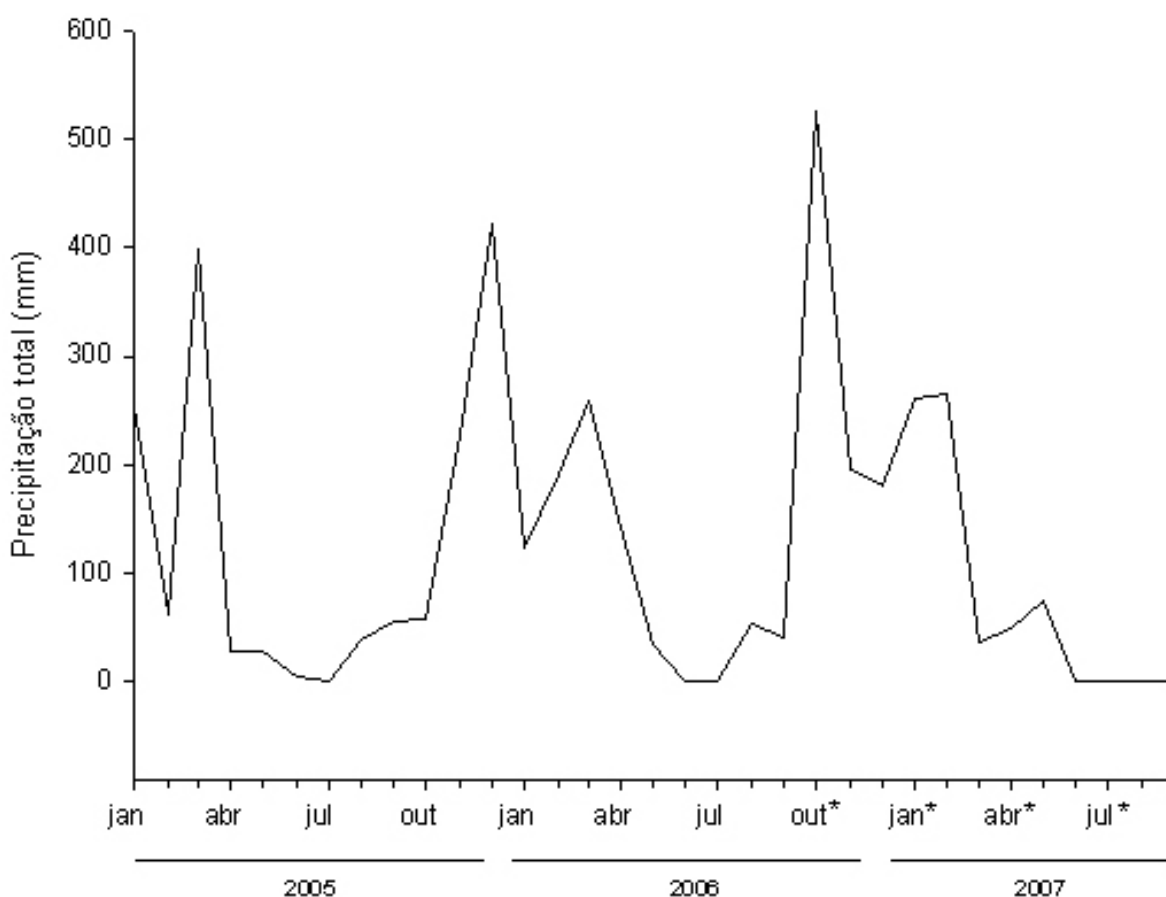


Fig. 1. Precipitação total mensal em Brasília, DF, de janeiro de 2005 a setembro de 2007. Com asteriscos, os meses das excursões de coleta para o presente estudo. (Fonte: INMET).

Gradiente espacial

Nas sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto foram selecionadas 14 unidades amostrais, sete em cada sub-bacia (Tabela 1 e Figs. 2 e 3). As informações quanto à ordem

dos trechos amostrados (Horton, 1945; Strahler, 1957) e sua distância em relação à cabeceira, seguindo o curso do córrego, foram extraídas do mapa dos reservatórios das águas de superfície e subterrâneas do Parque Nacional de Brasília, na escala 1:50.000 (IBAMA & FUNATURA, 1998). O ponto médio de cada unidade amostral foi georreferenciado (latitude, longitude e altitude) via satélite com um GPS (GPS Garmin Etrex Venture[®]).

Para caracterizar a dependência espacial entre as unidades amostrais, foi considerada a conexão entre os trechos ao longo do córrego (Peterson *et al.*, 2007). As conexões entre as unidades amostrais, as conexões entre as unidades amostrais com as bifurcações nos córregos e as conexões entre bifurcações foram identificadas (Fig. 2). A presença de conexões entre os trechos amostrados e a foz da bacia foi tabulada em uma matriz de presença e ausência (Anexo 1), fornecendo informações quanto à posição relativa do trecho dentro dessa malha dendrítica, que é a bacia hidrográfica (Stewart-Koster *et al.*, 2007). Nessa matriz, os trechos são apresentados nas linhas e as conexões nas colunas. Esta representação considera a possibilidade de deslocamentos dos peixes entre pontos adjacentes, expressando padrões ecológicos em sua aplicação (Olden & Poff, 2003).

Gradiente temporal

Foram realizadas quatro excursões de coleta: transição do período de seca para o período chuvoso (28 de setembro a 9 de outubro de 2006), período chuvoso (8 a 12 de janeiro de 2007), transição do período de chuva para o período de seca (18 a 26 de abril de 2007) e período de seca (9 a 13 de julho de 2007).

Tabela 1. Localização das unidades amostrais, distância da cabeceira (D) e ordem dos riachos amostrados nas sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF.

Sub-bacia	Trecho	Curso d'água	Latitude	Longitude	Altitude (m)	D (km)	Ordem
Bananal	1	Córrego Poço d'Água	15°43'58.70"S	48°00'54.80"W	1.102	2,65	2
	2	Ribeirão Bananal	15°43'06.80"S	48°00'49.80"W	1.082	4,26	3
	3	Córrego Capão Comprido	15°42'49.94"S	47°57'36.04"W	1.089	1,17	1
	4	Córrego do Rego	15°43'31.69"S	47°56'24.17"W	1.052	0,50	1
	5	Córrego do Acampamento	15°45'17.90"S	47°58'26.07"W	1.080	1,86	2
	6	Córrego do Acampamento	15°44'44.86"S	47°57'01.20"W	1.057	4,35	3
	7	Ribeirão Bananal	15°43'42.70"S	47°54'39.44"W	1.011	17,96	4
Santa Maria/Torto	8	Córrego Santa Maria	15°41'26.47"S	48°01'30.03"W	1.086	7,67	3
	9	Córrego Vargem Grande	15°40'18.07"S	48°01'25.79"W	1.091	5,88	1
	10	Córrego Milho Cozido	15°39'49.41"S	48°01'04.40"W	1.102	7,52	3
	11	Córrego Três Barras	15°38'19.88"S	48°00'17.90"W	1.119	4,81	2
	12	Ribeirão Tortinho	15°37'26.12"S	47°57'40.56"W	1.149	5,70	1
	13	Córrego Santa Maria	15°40'01.61"S	47°57'07.28"W	1.055	11,42	4
	14	Ribeirão do Torto	15°41'57.93"S	47°54'24.05"W	1.022	23,74	4

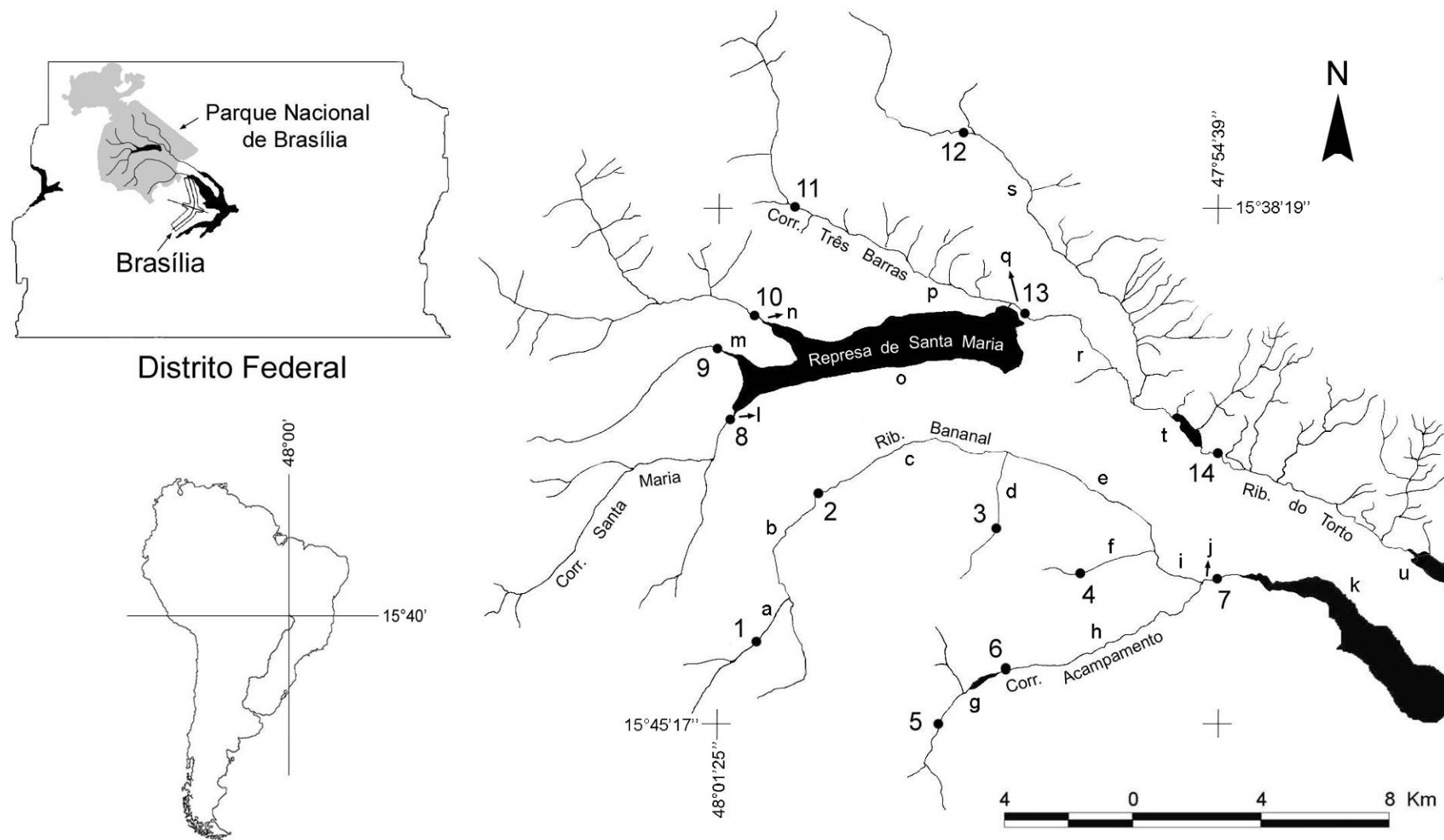


Fig. 2. Pontos amostrados e conexões (a – u) nos córregos. De 1 a 7, sub-bacia Bananal, e de 8 a 14, sub-bacia Santa Maria/Torto, DF.



Fig. 3. Vista geral das unidades amostrais. De 1 a 7 sub-bacia Bananal e de 8 a 14 sub-bacia Santa Maria/Torto, DF. (Fotos Pedro De Podestà e Mariana Schneider)

Gradiente ambiental

No extremo a jusante de cada unidade amostral foram coletas, em uma garrafa estéril, amostras de água para serem medidos, em laboratório: o pH, em um medidor de bancada de pH; a turbidez, em um espectrofotômetro (DR 2000 HACH[®]); e o oxigênio dissolvido a partir do método de análise química (Golterman *et al.*, 1978). Em campo, também no extremo à jusante da unidade amostral, foram medidos: a velocidade da correnteza, com a utilização de medidor de fluxo de líquidos (FLOWATCH[®]); a temperatura do ar e da água na superfície, com um termômetro analógico; e a condutividade elétrica, com um medidor digital de campo (YSI 30[®]).

As médias da largura e da profundidade foram obtidas a partir das medidas de três pontos ao longo da unidade amostral (um ponto a 0 m, um ponto a 15 m e um ponto a 30 m) com a utilização de uma trena. A cobertura vegetal foi estimada com a utilização de um medidor de densidade florestal esférico, nos mesmos três pontos.

Coleta dos peixes

As coletas dos peixes foram realizadas durante o período diurno, com a combinação de diversos métodos de captura (Fig. 4), buscando amostrar a totalidade da ictiofauna presente em cada unidade amostral. Ao longo de um trecho padronizado de 30m, os peixes foram capturados com a utilização de peneiras (30 cm de raio e 2 mm malha) e redes de arrasto (3 × 1 m e malha 2 mm). Repetidas vezes, os equipamentos foram utilizados até não ser capturado mais nenhum indivíduo. Os trechos foram percorridos de jusante a montante (contra o fluxo da água), para evitar o levantamento de suspensão que poderia espantar os peixes. Em trechos que apresentaram maiores profundidades, foram utilizadas redes de emalhar (10 × 1,5 m e 2 cm entre nós) que permaneceram montadas enquanto as demais equipamentos de coleta eram utilizados.

Os exemplares foram fixados em formol 10% e, posteriormente, conservados em etanol 70% (Uieda & Castro, 1999). A identificação foi realizada com o uso de chaves de identificação (Castro *et al.*, 2003; 2004) e auxílio de especialistas para cada grupo específico. O material testemunho foi depositado na Coleção Ictiológica da Universidade de Brasília (CIUnB) e na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica da Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto (DZSJRP) (Anexo 2).

A licença de coleta foi fornecida pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) (Processo nº 02001,003286/06-02 e licença nº 188/2006).



Fig. 4. 1) Vista geral dos equipamentos utilizados nas coletas dos peixes: peneira (canto esquerdo inferior), rede de arrasto (ao centro) e rede de emalhar (superior); 2) Coleta com peneira ao longo da margem; 3) Coleta com rede de arrasto ao longo da margem e 4) Coleta com rede de espera. (Fotos Mariana Schneider)

Análise dos dados

Uma curva de acumulação de espécies expressa pelo número de indivíduos coletados, foi gerada a fim de avaliar a adequação da metodologia de coleta dos peixes (Gotelli & Colwell, 2001). A curva foi gerada a partir de 1.000 permutações aleatórias, sem reposição, utilizando o comando `specaccum` após o pacote `vegan` (Oksanen *et al.*, 2007) ter sido instalado no programa estatístico R (R Development Core Team, 2007). Para avaliar a eficiência do inventário, foram utilizados os estimadores da riqueza por extrapolação Chao1 (Chao, 1987) e ACE (Abundance-based Coverage Estimator, Lee & Chao, 1994), que levam em consideração as espécies raras e heterogeneidades nas coletas. Para esta análise, utilizou-se o comando `estimateR` do pacote `vegan`.

Para identificar padrões na distribuição das abundâncias das espécies foi gerado um gráfico com as abundâncias das espécies em escala logarítmica ($\log(x)$) em função das espécies ranqueadas.

Para verificar a constância de ocorrência das espécies, foi utilizada a fórmula de Dajoz (1973): $C = (p / P) \times 100$ (C é o valor de constância da espécie, p é o número de coletas contendo a espécie estudada e P é o número total de coletas efetuadas). Uma espécie é considerada constante quando apresenta $C > 50\%$, acessória quando $50\% \geq C \geq 25\%$ e acidental $C < 25\%$. O número total de espécies (S), o número total de indivíduos (N) e o índice de Simpson ($I = 1 - \sum p_i$, onde p_i é a abundância relativa da espécie i) foram calculados para cada amostragem (Magurran, 1988; Mouillot & Leprêtre, 1999).

Foram realizadas regressões múltiplas a fim de relacionar a abundância, a riqueza e a diversidade de Simpson com as variáveis ambientais e as variáveis espaciais contínuas (altitude e distância da cabeceira). Reduzindo a dimensionalidade dos dados e efeitos de colinearidade, a função `step` foi utilizada para selecionar as variáveis mais importantes para o modelo linear. Os modelos selecionados foram aqueles que apresentaram os menores valores

de AIC (critério de informação de Akaike), adicionando ou removendo as variáveis, evitando dependência entre elas (Oksanen, 2007). As variáveis ambientais e espaciais contínuas foram transformadas para escala logarítmica ($\ln(x)+1$) buscando reduzir desvios de simetria e normalidade. Da mesma maneira, a abundância foi transformada em raiz quadrada, a riqueza em escala logarítmica ($\ln(x)$) e o índice de Simpson em raiz quarta. Essas análises foram realizadas com o comando `lm` do pacote `stats` (R Development Core Team, 2007).

Foi utilizada a MANOVA não paramétrica (NPMANOVA; Anderson, 2001) a fim de verificar diferenças das variáveis ambientais entre estações e entre os trechos amostrados. As variáveis ambientais foram transformadas em raiz quadrada (padronizando as variáveis) e a distância de Bray-Curtis foi utilizada para obter as matrizes de similaridade. A significância do teste foi obtida a partir de 1.000 permutações. A NPMANOVA foi realizada utilizando o comando `adonis` do pacote `vegan` (Oksanen *et al.*, 2007).

A Análise de Correspondência Canônica (CCA, Ter Braak, 1986) foi utilizada para detectar padrões de variação na composição da taxocenose de peixes, ao longo dos gradientes ambientais. A CCA apresenta-se como um dos melhores métodos para análise direta de gradientes, onde variáveis biológicas (ocorrência ou abundância das espécies) são diretamente relacionadas às variáveis do ambiente (Ter Braak, 1986; Ter Braak & Verdonschot, 1995). Borcard *et al.* (1992) propuseram uma técnica que considera a dependência espacial das variáveis biológicas e ambientais, evitando efeitos de autocorrelação. Uma série de CCAs é realizada identificando quatro componentes de variação: (1) variação puramente espacial, (2) variação ambiental estruturada espacialmente, (3) variação puramente ambiental e (4) variação não explicada. Anderson & Gribble (1998) ampliaram o método proposto por Borcard *et al.* (1992), incorporando a influência temporal na análise. Desta forma, quatro novos componentes de variação são acrescentados: (5) variação puramente temporal, (6) variação ambiental estruturada temporalmente, (7) variação espacial e temporal combinadas e (8)

variação ambiental estruturada espaço-temporalmente. Essa metodologia mostra-se bastante adequada (Bini, 2007), visto a hipótese propostas no presente estudo. Sendo assim, os passos e os cálculos realizados na obtenção das variações nas abundâncias das espécies, explicadas por componente, são apresentados nas Tabelas 2 e 3, respectivamente.

Tabela 2. Sequência de passos que serão utilizados no cálculo dos componentes da variação repartida. B = matriz das variáveis biológicas, E = matriz das variáveis ambientais, S = matriz das variáveis espaciais e T = matriz das variáveis temporais.

Passo	Descrição
1	CCA de B constringido por E (Ω_E)
2	CCA de B constringido por S (Ω_S)
3	CCA de B constringido por T (Ω_T)
4	CCA de B constringido por E usando S como covariável
5	CCA de B constringido por E usando T como covariável
6	CCA de B constringido por E usando S e T como covariáveis
7	CCA de B constringido por S usando E como covariável
8	CCA de B constringido por S usando T como covariável
9	CCA de B constringido por S usando E e T como covariáveis
10	CCA de B constringido por T usando E como covariável
11	CCA de B constringido por T usando S como covariável
12	CCA de B constringido por T usando E e S como covariáveis

Na realização das CCA, as abundâncias das espécies que ocorreram em mais de duas amostragens foram utilizadas como variáveis dependentes. Essas abundâncias foram transformadas em raiz quadrada para reduzir o efeito das espécies mais representativas. A variável temporal foi representada pela data juliana (expressa pelo número de dias a partir do dia 1 de janeiro de 1900) de cada amostragem. As variáveis ambientais e variáveis espaciais contínuas foram transformadas em escala logarítmica ($\ln(x) + 1$) corrigindo desvios de simetria. O nível de significância foi de 0,05 para todas as análises estatísticas.

Tabela 3. Sumário dos cálculos na obtenção das variações explicadas pelos oito componentes (repartindo a variação) na determinação da variação nas abundâncias das espécies.

Componente de variação	Cálculo (os números representam os passos da Tabela 2)
Variação puramente ambiental (E)	6
Variação puramente espacial (S)	9
Variação puramente temporal (T)	12
Variação ambiental estruturada espacialmente (ES)	$ES_T - EST = (1 - 4) - EST$
Variação ambiental estruturada temporalmente (ET)	$ET_S - EST = (1 - 5) - EST$
Variação espacial e temporal combinada (ST)	$ST_E - EST = (2 - 8) - EST$
Variação ambiental estruturada espaço-temporalmente (EST)	$9 + (2 - 7) + (2 - 8) - 2$ ou $6 + (1 - 4) + (1 - 5) - 1$ ou $12 + (3 - 10) + (3 - 11) - 3$
Variação total explicada (Ω)	$1 + 7 + 12$ ou $2 + 4 + 12$ ou $3 + 5 + 9$ ou $E + S + T + ES + ET + ST + EST$
Variação não explicada	$100\% - \Omega$

Sendo assim, seguindo pressupostos heurísticos para cada conjunto de dados (ambiental, espacial e temporal), foram selecionadas as variáveis mais importantes para compor as matrizes utilizadas no cálculo dos componentes da variação repartida. Baseado no critério de informação de Akaike (AIC), as variáveis que melhor explicam as abundâncias das espécies foram, uma a uma, acrescidas a um modelo sem variáveis independentes até não ser verificada mais contribuição nessa separação (comando `step` do pacote `vegan`). A adição das variáveis é realizada evitando dependência entre elas e o modelo selecionado é aquele que apresenta o menor valor de AIC (Oksanen, 2007). A significância para cada passo, utilizado no cálculo dos componentes da variação repartida, foi verificada pelo teste de permutação para CCA (comando `anova.cca` no pacote `vegan`, considerando a soma de todos os autovalores restringidos) (Legendre & Legendre, 1998).

RESULTADOS

Caracterização da taxocenose íctica

Foram coletados 8.614 indivíduos distribuídos em quatro ordens, nove famílias, 21 gêneros e 28 espécies (Tabela 4 e Figs. 5, 6 e 7). A curva de acumulação do número de espécies em função do número de indivíduos coletados, gerada a partir de permutações aleatórias dos indivíduos, é apresentada na Fig. 8. O estimador de riqueza Chao1 apresentou uma estimativa de 29 ± 3 e ACE de 30 ± 3 espécies de peixes para os riachos amostrados.

Das espécies coletadas, 50,0% pertencem à ordem Characiformes, 35,7% à Siluriformes, 10,7% à Cyprinodontiformes e 3,6% à Perciformes. A ordem com o maior número de indivíduos foi Characiformes, com 8.388 exemplares (97,4%). A família com maior número de espécies foi Characidae (32,1%), seguida por Loricariidae (25,0%). As espécies mais abundantes foram *Knodus moenkhausii* (64,5%), *Astyanax* sp. (11,2%), *Hyphessobrycon balbus* (11,1%), *Hasemania* sp. (5,6%) e *Planaltina myersi* (3,8%). A Fig. 9 apresenta as abundâncias para as espécies ranqueadas.

As espécies mais comuns, consideradas constantes, foram *Astyanax* sp. e *H. balbus* (Tabela 4). *Hasemania* sp. e *Microlepdogaster* sp., com constâncias de ocorrência iguais a 26,8% e 25,0%, respectivamente, foram espécies acessórias. As demais espécies possuem ocorrência, de acordo com Dajoz (1973), considerada acidental.

Doze espécies (42,9%) são novas para ciência, entre elas, *Heptapterus* sp. apresenta-se como exclusiva dos córregos amostrados (*i.e.* primeiro registro da espécie). Nenhuma das espécies coletadas encontra-se ameaçada de extinção (Rosa & Lima, 2005). Das 28 espécies, apenas uma é exótica (*Poecilia reticulata*), nativa da América Central e norte da América do Sul (Froese & Pauly, 2007). Apenas dois indivíduos (machos) dessa espécie foram coletados, ocorrendo nas unidades amostrais 7 e 14.

A riqueza variou de 1 a 10 espécies entre os trechos e estações amostradas, enquanto a abundância variou entre 1 e 1.743 indivíduos (Tabela 5). As unidades amostrais 7 e 14 apresentaram os maiores valores de riqueza e abundância ao longo das estações (Tabela 5). Quanto ao índice de Simpson, a unidade amostral 6, nas estações seca e transição da seca para chuva, apresentou os maiores valores, seguida pela unidade amostral 13 na estação seca e unidade amostral 7 na estação chuvosa (Tabela 5).

Tabela 4. Espécies, número de indivíduos (Nº ind.) e constância de ocorrência (Const.) dos peixes coletados nos córregos das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF.

Táxon	Nº ind.	Const. (%)
Ordem Characiformes		
Família Curimatidae		
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	1	1,8
Família Crenuchidae		
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	3	3,6
<i>Characidium</i> sp.1	6	3,6
<i>Characidium</i> sp.2	7	7,1
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	6	5,4
Família Characidae		
Subfamília Cheirodontinae		
<i>Kolpotocheirodon theloura</i> Malabarba & Weitzman, 2000	26	5,4
Subfamília Glandulocaudinae		
<i>Planaltina myersi</i> Böhlke, 1954	326	16,1
Gêneros <i>incertae sedis</i>		
<i>Astyanax</i> sp.	965	76,8
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	1	1,8
<i>Ctenobrycon</i> sp.	4	3,6
<i>Hasemania</i> sp.	482	26,8
<i>Hyphessobrycon balbus</i> Myers, 1927	955	69,6
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	5.558	23,2
<i>Moenkhausia</i> sp.	48	7,1

Ordem Siluriformes
Família Callychtyidae

Aspidoras fuscoguttatus Nijssen & Isbrücker, 1976 17 8,9

Família Loricariidae

Subfamília Neoplecostominae

Neoplecostomus paranensis Langeani, 1990 1 1,8

Subfamília Hypoptopomatinae

Microlepidogaster sp. 36 25,0

Subfamília Hypostominae

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911) 2 1,8

Hypostomus sp.1 2 3,6

Hypostomus sp.2 41 10,7

Hypostomus sp.3 1 1,8

Hypostomus sp.4 3 1,8

Família Heptapteridae

Heptapterus sp. 18 12,5

Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824) 6 5,6

Ordem Cyprinodontiformes**Família Rivulidae**

Rivulus pictus Costa, 1989 67 12,5

Família Poeciliidae

Phalloceros caudimaculatus (Hensel, 1868) 28 7,1

Poecilia reticulata Peters, 1859* 2 3,6

Ordem Perciformes**Família Chichlidae**

Cichlasoma paranaense Kullander, 1983 2 1,8

* Espécie exótica

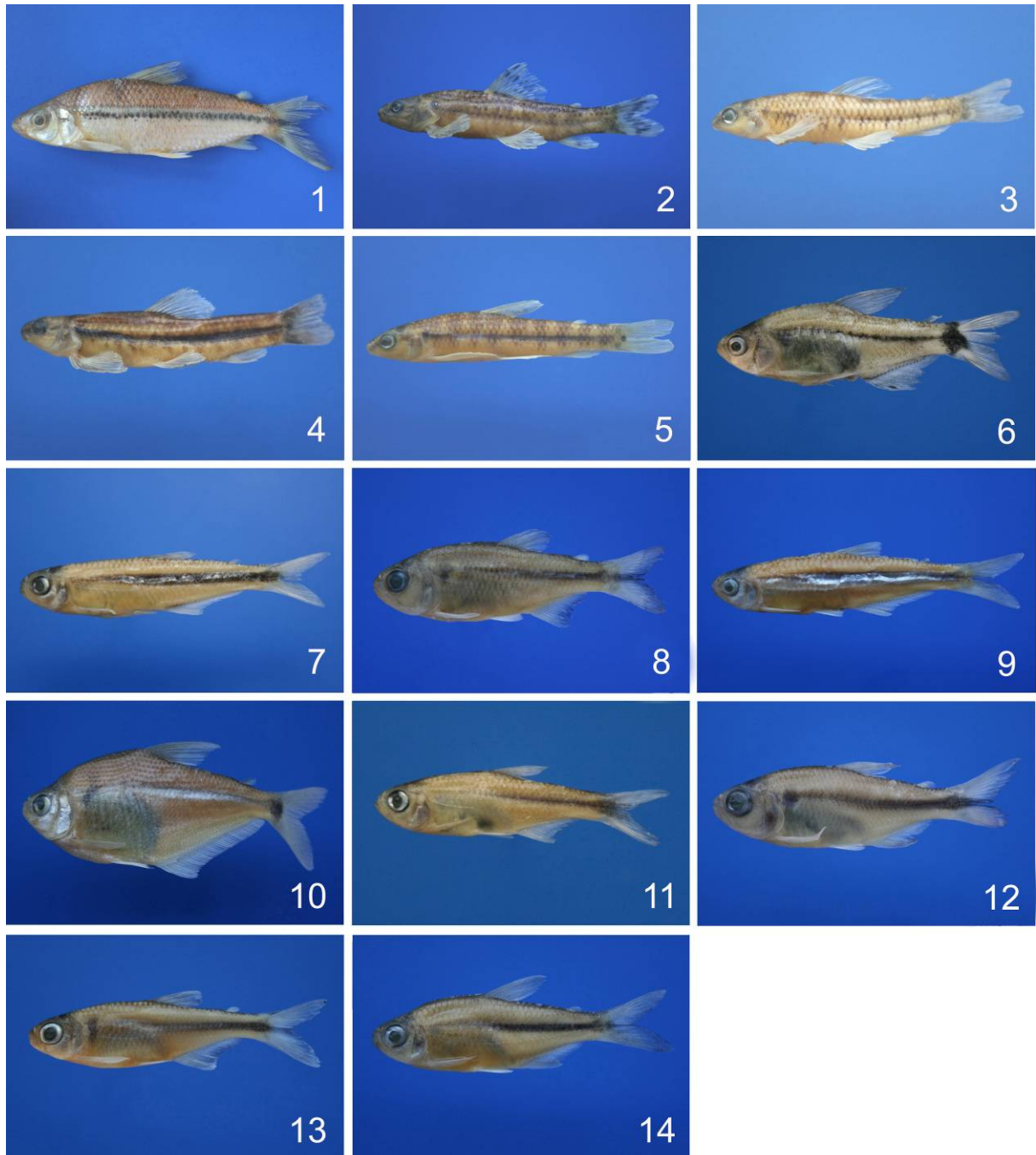


Fig. 5. Exemplos representativos das espécies de peixes da ordem Characiformes coletadas nas sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF. O comprimento padrão do indivíduo fotografado é apresentado após o nome de cada espécie. 1) *Steindachnerina insculpta*, 91,49 cm; 2) *Characidium gomesi*, 58,95 cm; 3) *Characidium* sp.1, 36,45 cm; 4) *Characidium* sp.2, 41,07 cm; 5) *Characidium zebra*, 46,64 cm; 6) *Kolpotocheirodon theloura*, 28,71 cm; 7) *Planaltina myersi*, 39,22 cm; 8) *Astyanax* sp., 37,44 cm; 9) *Bryconamericus stramineus*, 50,07 cm; 10) *Ctenobrycon* sp., 60,07 cm; 11) *Hasemanina* sp., 21,07 cm; 12) *Hyphessobrycon balbus*, 40,70 cm; 13) *Knodus moenkhausii*, 32,26 cm e 14) *Moenkhausia* sp., 39,96 cm. (Fotos Pedro De Podestà).

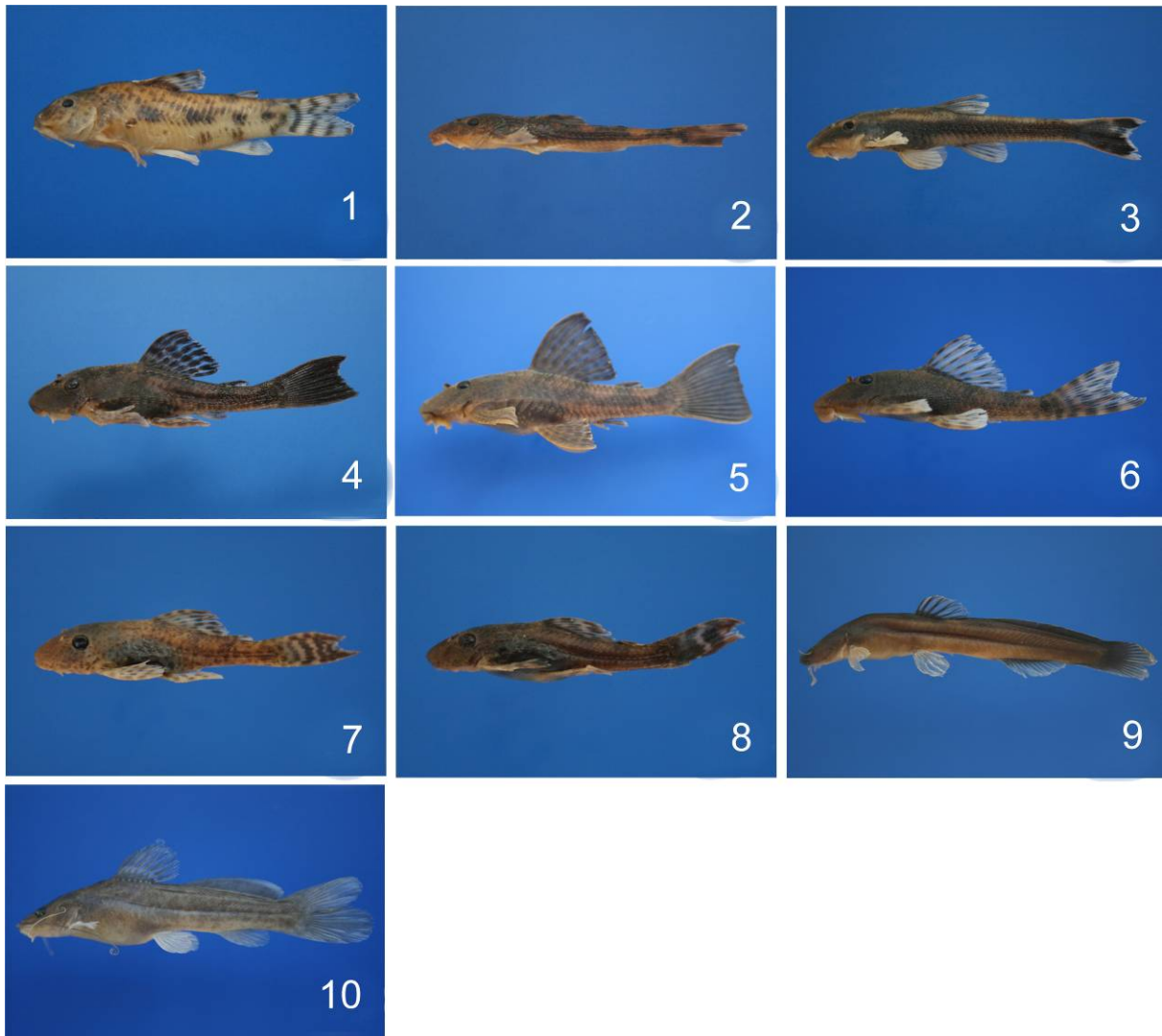


Fig. 6. Exemplos representativos das espécies de peixes da ordem Siluriformes coletadas nas sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF. O comprimento padrão do indivíduo fotografado é apresentado após o nome de cada espécie. 1) *Aspidoras fuscoguttatus*, 27,70 cm; 2) *Neoplecostomus paranensis*, 28,62 cm; 3) *Microlepidogaster* sp., 34,98 cm; 4) *Hypostomus ancistroides*, 31,46 cm; 5) *Hypostomus* sp.1, 65,80 cm; 6) *Hypostomus* sp.2, 42,37 cm; 7) *Hypostomus* sp.3, 26,96 cm; 8) *Hypostomus* sp.4, 22,06 cm; 9) *Heptapterus* sp., 56,18 cm e 10) *Rhamdia quelen*, 61,69 cm. (Fotos Pedro De Podestà).



Fig. 7. Exemplos representativos das espécies de peixes da ordem Cyprinodontiformes e Perciformes coletadas nas sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF. O comprimento padrão do indivíduo fotografado é apresentado após o nome de cada espécie. 1) *Rivulus pictus* (fêmea), 29,96 cm; 2) *R. pictus* (macho), 31,98 cm; 3) *Phalloceros caudimaculatus* (fêmea), 28,70 cm; 4) *P. caudimaculatus* (macho), 25,70 cm; 5) *Poecilia reticulata*, 17,87 cm e 6) *Cichlasoma paranaense*, 70,96 cm. (Fotos Pedro De Podestà).

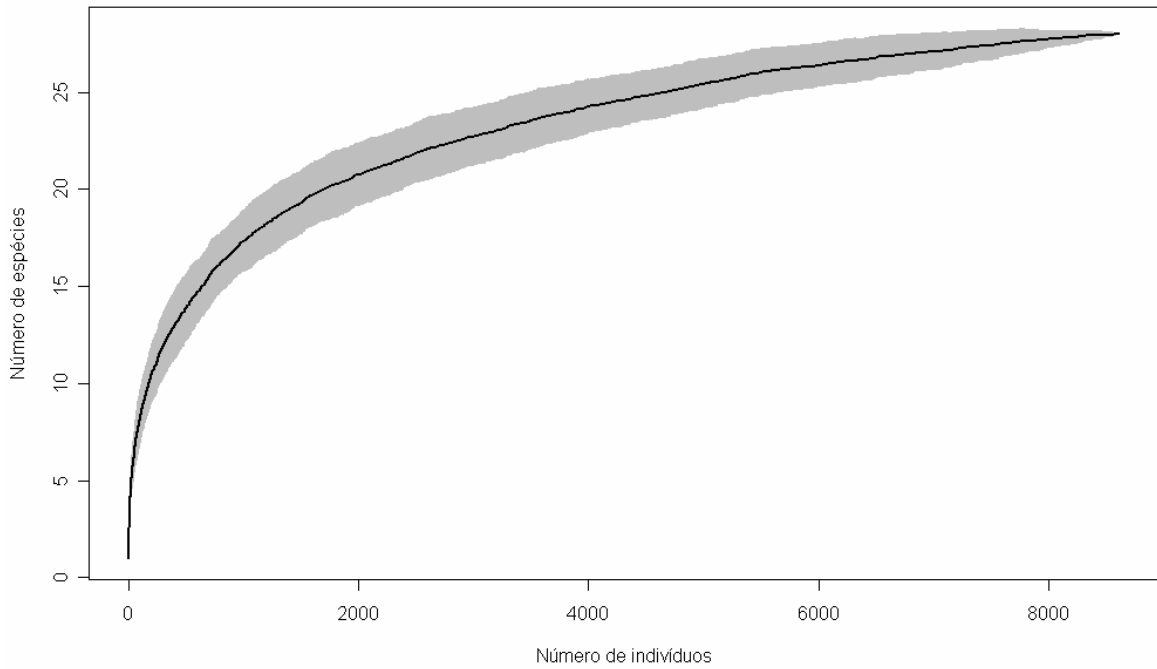


Fig. 8. Curva de acumulação de espécies gerada a partir de permutações aleatórias dos indivíduos coletados nos córregos das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF. A área cinza representa as possíveis variações desta curva (erro padrão da estimativa).

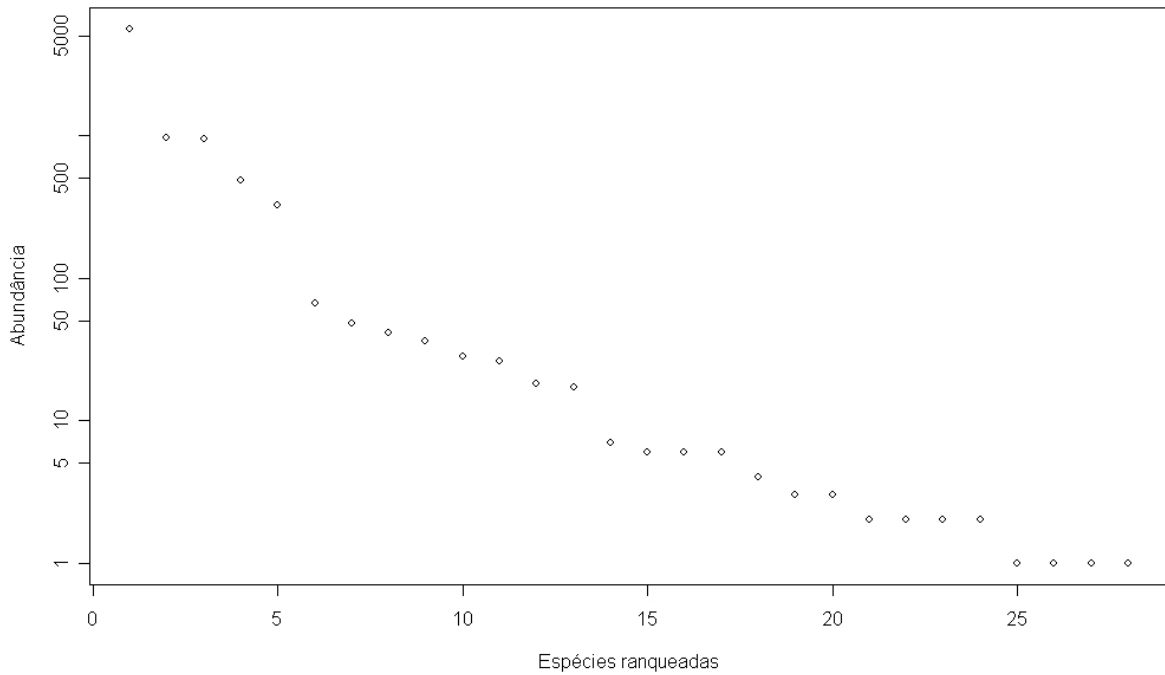


Fig. 9. Abundância das espécies (ranqueadas) coletadas nos córregos das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF.

Tabela 5. Número de espécies (Riq.), número de indivíduos (Abund.) e índice de Simpson (*l*) ao longo das estações (SC = transição seca para chuva, C = chuva, CS = transição chuva para seca e S = seca) nas unidades amostrais dos córregos das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF.

Trecho	Riq.				Abund.				<i>l</i>			
	SC	C	CS	S	SC	C	CS	S	SC	C	CS	S
1	2	2	1	1	24	16	19	6	0,28	0,22	0,00	0,00
2	3	1	4	1	180	34	27	67	0,14	0,00	0,62	0,00
3	2	2	2	2	122	44	81	54	0,16	0,04	0,33	0,10
4	2	2	2	2	45	31	87	87	0,04	0,27	0,44	0,24
5	3	4	3	3	60	46	71	82	0,42	0,33	0,50	0,43
6	4	5	7	7	13	90	157	94	0,69	0,20	0,49	0,73
7	10	7	10	9	383	350	930	397	0,49	0,65	0,48	0,33
8	6	3	3	4	17	95	27	25	0,61	0,24	0,14	0,28
9	1	2	5	3	1	18	35	25	0,00	0,10	0,50	0,38
10	2	1	1	4	8	2	3	33	0,50	0,00	0,00	0,62
11	2	1	2	1	27	7	18	4	0,48	0,00	0,50	0,00
12	1	2	1	2	12	10	9	5	0,00	0,18	0,00	0,32
13	5	3	4	6	113	90	36	29	0,41	0,22	0,54	0,66
14	8	9	4	7	826	1045	1743	754	0,11	0,32	0,06	0,25
Total	22	15	16	20	1831	1878	3243	1662				

Variáveis do hábitat e índices da comunidade

Os modelos lineares das regressões múltiplas evidenciaram que as variáveis ambientais e variáveis espaciais contínuas determinaram a abundância ($r^2 = 0,81$; $F_{6,49} = 35,01$; $p < 0,001$), a riqueza ($r^2 = 0,71$; $F_{5,50} = 25,04$; $p < 0,001$) e a diversidade de Simpson ($r^2 = 0,22$; $F_{2,53} = 7,54$; $p = 0,001$) medidos para cada amostragem. A Tabela 6 apresenta os coeficientes para cada variável selecionada.

Foi detectada variação significativa dos parâmetros ambientais entre os trechos amostrados (NPMANOVA; $F_{13,42} = 13,77$; $p < 0,001$) e entre as estações (NPMANOVA;

$F_{3,52} = 2,56$; $p = 0,022$). O valor médio e o desvio padrão das variáveis ambientais por trecho e por estação são apresentados na Tabela 7.

Tabela 6. Coeficientes das variáveis (transformadas em $\ln(x) + 1$) selecionadas para os modelos lineares que determinaram a abundância, riqueza e diversidade de Simpson para as amostragens na sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF.

	Coeficiente	Erro padrão	t	p
Abundância ($r^2 = 0,81$; $F_{6,49} = 35,01$; $p < 0,001$)				
Interceptação	879,90	155,06	5,68	< 0,001
Altitude	-113,43	21,79	-5,21	< 0,001
Profundidade	2,48	0,90	2,77	< 0,01
Cobertura vegetal	-8,13	1,26	-6,41	< 0,001
Temperatura do ar	-19,50	5,77	-3,38	< 0,01
Condutividade	8,07	5,12	1,58	0,121
Turbidez	-1,07	0,71	-1,50	0,141
Riqueza ($r^2 = 0,71$; $F_{5,50} = 25,04$; $p < 0,001$)				
Interceptação	68,53	13,70	5,00	< 0,001
Altitude	-9,90	1,92	-5,16	< 0,001
Profundidade	-0,36	0,11	-3,21	< 0,01
pH	1,08	0,41	2,63	0,01
Turbidez	0,15	0,07	2,17	0,04
Distância da cabeceira	0,44	0,10	4,58	< 0,001
Diversidade de Simpson ($r^2 = 0,22$; $F_{2,53} = 7,54$; $p = 0,001$)				
Interceptação	29,90	8,20	3,65	< 0,001
Altitude	-4,13	1,17	-3,53	< 0,001
Profundidade	-0,12	0,06	-1,94	0,058

Tabela 7. Médias e desvios padrões das variáveis ambientais por trechos (1 a 14) amostrados da sub-bacia do Bananal e Santa Maria/Torto (Bacia do Lago Paranoá, DF) e por estações (SC = transição seca para chuva; C = chuva; CS = transição chuva para seca; S = seca) entre setembro de 2006 e julho de 2007. Larg. = largura, Prof. = profundidade, CV = cobertura vegetal, Vel. = velocidade da correnteza, T. ar = temperatura do ar, T. ag. = temperatura da água, Con. = condutividade, OD = oxigênio dissolvido e Turb. = turbidez.

Trecho	Larg. (cm)	Prof. (cm)	CV (%)	Vel. (m/s)	T. ar (°C)	T. ag. (°C)	pH	Con. (µS/cm)	OD (mg/L)	Turb. (uT)
1	131 ± 67	50 ± 13	95 ± 8	0,31 ± 0,15	23 ± 2	19 ± 2	4,70 ± 0,83	2,4 ± 0,0	5,0 ± 2,3	11 ± 10
2	223 ± 23	109 ± 18	88 ± 10	0,16 ± 0,05	25 ± 2	19 ± 2	5,33 ± 0,34	3,5 ± 0,2	4,6 ± 1,2	9 ± 7
3	122 ± 35	32 ± 9	98 ± 3	0,09 ± 0,03	22 ± 2	19 ± 2	5,20 ± 0,57	3,2 ± 0,1	4,0 ± 1,8	7 ± 9
4	133 ± 12	20 ± 5	92 ± 1	0,20 ± 0,15	23 ± 1	20 ± 1	4,77 ± 0,96	2,7 ± 0,1	5,5 ± 3,0	4 ± 2
5	115 ± 16	20 ± 3	100 ± 1	0,01 ± 0,03	22 ± 2	18 ± 2	5,00 ± 0,47	3,5 ± 0,2	1,9 ± 1,4	4 ± 1
6	144 ± 36	32 ± 21	40 ± 10	0,58 ± 0,49	27 ± 2	22 ± 1	6,15 ± 1,42	3,6 ± 0,2	4,4 ± 1,8	82 ± 98
7	539 ± 151	103 ± 17	68 ± 8	0,54 ± 0,25	23 ± 4	20 ± 1	5,55 ± 0,40	3,7 ± 0,2	6,8 ± 1,1	16 ± 17
8	452 ± 36	54 ± 25	98 ± 3	0,14 ± 0,11	23 ± 2	19 ± 1	4,88 ± 0,70	2,7 ± 0,2	7,5 ± 0,8	20 ± 24
9	114 ± 15	75 ± 24	84 ± 10	0,18 ± 0,10	22 ± 2	20 ± 1	4,36 ± 1,01	2,6 ± 0,2	5,4 ± 1,2	12 ± 4
10	198 ± 32	85 ± 17	97 ± 5	0,24 ± 0,13	24 ± 2	19 ± 2	4,56 ± 0,86	2,7 ± 0,3	4,9 ± 1,7	3 ± 1
11	157 ± 13	72 ± 12	97 ± 2	0,31 ± 0,17	23 ± 3	19 ± 2	4,48 ± 0,84	2,4 ± 0,1	5,3 ± 2,0	6 ± 3
12	129 ± 19	35 ± 3	99 ± 1	0,35 ± 0,38	21 ± 2	20 ± 1	4,50 ± 0,75	2,9 ± 0,1	4,9 ± 1,3	4 ± 2
13	589 ± 101	49 ± 28	66 ± 7	0,26 ± 0,18	25 ± 4	21 ± 3	5,12 ± 0,53	2,7 ± 0,1	6,6 ± 1,8	7 ± 4
14	650 ± 168	76 ± 33	13 ± 4	0,30 ± 0,22	25 ± 2	21 ± 2	5,11 ± 0,74	3,3 ± 0,4	6,9 ± 0,6	12 ± 12
Estação										
SC	222 ± 176	46 ± 26	80 ± 27	0,13 ± 0,10	23 ± 2	20 ± 2	4,28 ± 0,61	3,0 ± 0,4	4,3 ± 1,9	17 ± 17
C	318 ± 255	76 ± 34	81 ± 27	0,19 ± 0,13	24 ± 1	21 ± 1	4,87 ± 0,70	2,9 ± 0,5	5,1 ± 2,2	19 ± 16
CS	286 ± 217	63 ± 34	79 ± 29	0,30 ± 0,21	23 ± 2	20 ± 1	5,05 ± 0,96	2,9 ± 0,5	5,6 ± 1,6	20 ± 50
S	229 ± 158	47 ± 30	83 ± 25	0,44 ± 0,34	23 ± 2	17 ± 2	5,71 ± 0,27	3,1 ± 0,6	6,0 ± 2,0	4 ± 1

Repartindo as variações

As abundâncias de 20 espécies, das 28 coletadas, foram utilizadas como variáveis dependentes nas Análises de Correspondência Canônica (CCAs).

Para compor a matriz dos dados espaciais, foram selecionadas as variáveis em ordem de importância: altitude, conexões “n”, “g”, “h” e “o”, distância da cabeceira, conexão “t”, sub-bacia do Bananal, conexões “c” e “f” (Tabela 8). Essas variáveis espaciais explicaram 67,4% da distribuição das abundâncias das espécies e o valor de AIC para este modelo foi 167,19. Para a matriz de dados ambientais, largura do córrego, condutividade elétrica, temperatura da água, cobertura vegetal, velocidade da correnteza e temperatura do ar, nessa ordem de importância, foram selecionadas as variáveis com AIC para o modelo igual a 194,36 (Tabela 9). Essas variáveis explicaram 38,9% da distribuição das espécies. Para o dado temporal, a variável data juliana das amostragens não foi selecionada; ou seja, pouco da distribuição dos dados biológicos é explicado pela variação ocorrida ao longo das estações.

Tabela 8. Variáveis espaciais adicionadas a um modelo sem variáveis, selecionadas pelo critério de AIC, que melhor explicaram a distribuição das espécies de peixes dos córregos das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF. AIC do modelo sem variáveis foi 209,95.

Variável espacial adicionada	AIC do modelo
Altitude	199,52
Conexão “n”	193,10
Conexão “g”	186,68
Conexão “h”	182,95
Conexão “o”	178,63
Distância da cabeceira	176,10
Conexão “t”	172,84
Sub-bacia do Bananal	170,00
Conexão “c”	168,15
Conexão “f”	167,19

Tabela 9. Variáveis ambientais adicionadas a um modelo sem variáveis, selecionadas pelo critério de AIC, que melhor explicaram a distribuição das espécies de peixes dos córregos das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF. AIC do modelo sem variáveis foi 209,95.

Variável ambiental adicionada	AIC do modelo
Largura	202,41
Condutividade	199,34
Temperatura da água	197,26
Cobertura vegetal	195,48
Velocidade da água	194,40
Temperatura do ar	194,36

A variação dos dados biológicos teve inércia total (soma dos autovalores) de 2,97. A porcentagem total explicada pelos componentes (Ω) foi de 74,8%, para a distribuição dos dados biológicos. Sendo assim, 25,2% da variação dos dados biológicos apresentam-se não explicados (U). A Tabela 10 apresenta as inércias, referentes às variáveis independentes selecionadas, e as correspondentes porcentagens de explicação para cada passo (do 1 ao 12), no cálculo das variações repartidas. Nessa tabela, são também apresentados os valores de F e a significância dos testes de permutação para CCA (p) de cada passo.

As variáveis espaciais e ambientais, quando consideradas separadamente (Ω_S e Ω_E , respectivamente), contribuíram de modo significativo para explicar a separação das abundâncias das espécies ao longo dos gradientes (Tabela 10). Já a contribuição temporal, vista separadamente (Ω_T), foi igual a zero e sua significância não pode ser mensurada, pois nenhuma variável temporal (estação) mostrou-se relevante na separação dos dados biológicos.

A maior parte da variação dos dados biológicos teve significativa influência do gradiente puramente espacial (S, passo 9), a qual explicou 35,9% dessa variação (Fig. 10). A variação ambiental estruturada espacialmente (ES) contribuiu expressivamente com 31,5% na explicação da distribuição das abundâncias das espécies (Fig. 10). A contribuição do componente puramente ambiental (E, passo 6) foi de 7,4% (Fig. 10). Já as contribuições do

componente puramente temporal (T, passo 12) e dos componentes de variação estruturados temporalmente ET e EST possuíram valores iguais a zero na explicação da distribuição dos dados biológicos. Pelo desenho amostral era esperado que o valor de ST fosse nulo, uma vez que os trechos amostrados foram os mesmo ao longo das estações.

Tabela 10. Inércia referente às variáveis independentes selecionadas, variação explicada e significância dos passos (vide Tabela 2), no cálculo dos componentes repartindo a variação. Inércia total = 2,97. d.f. = grau de liberdade, num. = d.f. do modelo e den. = d.f. residual.

Passo	Descrição	Inércia	Variação explicada (%)	F	d.f. (num./den.)	p
1	Ω_E	1,15	38,9	2,02	6/19	< 0,001
2	Ω_S	2,00	67,4	3,93	10/19	< 0,001
3	Ω_T	0,00	0,0	n.a.	n.a.	n.a.
4		0,22	7,4	0,93	6/19	0,022
5		1,15	38,9	2,02	6/19	< 0,001
6	E	0,22	7,4	0,93	6/19	0,030
7		1,06	35,9	2,71	10/19	< 0,001
8		2,00	67,4	3,93	10/19	< 0,001
9	S	1,06	35,9	2,71	10/19	< 0,001
10		0,00	0,0	n.a.	n.a.	n.a.
11		0,00	0,0	n.a.	n.a.	n.a.
12	T	0,00	0,0	n.a.	n.a.	n.a.

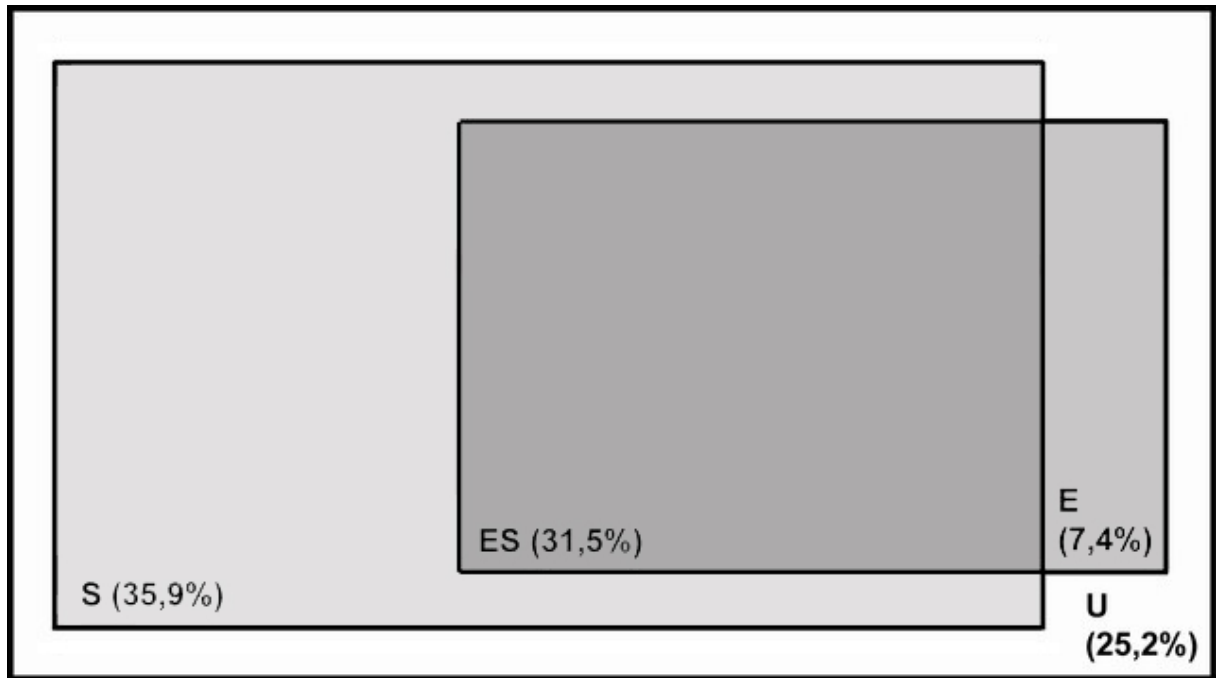


Fig. 10. Representação da variação repartida para a distribuição da taxocenose íctica nos córregos das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF. A área de cada diagrama é proporcional a contribuição de cada componente da variação na distribuição dos dados biológicos. E = variação puramente ambiental, ES = variação ambiental estruturada espacialmente, S = variação puramente espacial e U = variação não explicada.

DISCUSSÃO

Apesar de ainda crescente, nota-se uma tendência à estabilização da curva ao se verificar a acumulação do número de espécies em função do número de indivíduos coletados, demonstrando a eficiência das amostragens. A riqueza de espécies encontrada para os cursos d'água das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto (28 espécies) encontra-se no intervalo das riquezas estimadas (29 ± 3 e 30 ± 3 espécies), reforçando a adequação metodológica às dimensões dos riachos amostrados. É importante ressaltar que, por constantes extinções e invasões locais, amostragens contínuas de longo prazo podem vir a adicionar novas espécies as já existentes (Gotelli & Colwell, 2001).

A alta diversidade de Characiformes e Siluriformes para os córregos das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, apresenta-se de acordo com o encontrado para os riachos não estuarinos da região Neotropical (Lowe-McConnell, 1987, 1999; Castro, 1999). A maioria das espécies coletadas pertence às famílias Characidae e Loricariidae, refletindo o padrão encontrado nas águas continentais brasileiras (Reis *et al.*, 2003; Buckup *et al.*, 2007). O pequeno porte dos riachos, com cursos irregulares e instáveis (flutuações ambientais), favorece a ocorrência dessas espécies caracterizadas pela plasticidade e resistência às variações abióticas. A partir do gráfico das abundâncias das espécies ranqueadas é possível verificar que poucas espécies possuem um grande número de indivíduos e a grande maioria possui baixas abundâncias. *Knodus moenkhausii* foi a espécie que apresentou a maior abundância, contribuindo com mais da metade do número de indivíduos coletados. Em estudos recentes, essa dominância vem sendo observada em riachos da bacia do Alto Paraná (Castro *et al.*, 2005; Casatti *et al.*, 2006). Seu oportunismo alimentar lhe garante permanentes fontes de energia, a qual boa parte é alocada para reprodução, permitindo a ocorrência dessa espécie até mesmo em ambientes impactados (Ceneviva-Bastos & Casatti, 2007).

Apesar de possuírem uma maior abundância nas regiões de cabeceira, *Astyanax* sp. e *Hyphessobrycon balbus* tiveram ampla distribuição ao longo das estações e localidades. Essas espécies por atingirem um maior porte; conseguem realizar maiores deslocamentos, ultrapassando obstáculos; e ocorrer nos diversos trechos da bacia. A maioria das espécies ocorreu em poucas amostragens, sendo encontradas restritamente em alguns trechos ou estações. De maneira geral, essas espécies possuem pequeno porte, o qual restringe suas distribuições a micro-habitats específicos, tornando as populações isoladas e favorecendo a especiação alopátrica (Castro, 1999).

As novas espécies amostradas e as novas ocorrências registradas demonstram a carência de estudos para a região e reforçam a peculiaridade (endemismo) das regiões de

cabeceira. A espécie *Heptapterus* sp. teve o seu primeiro registro no presente trabalho, o que provavelmente indica uma característica endêmica para os córregos amostrados. Este fato reforça a necessidade de manutenção e correto manejo desses específicos ecossistemas.

A ocorrência da família Poeciliidae é um dos principais indicadores de qualidade em riachos, visto sua tolerância às variações nos diversos tipos de habitats, muitos deles impactados (Kennard *et al.*, 2005). Nos trechos amostrados, foi encontrada uma espécie exótica (*Poecilia reticulata*); no entanto, apenas dois indivíduos machos foram coletados. A espécie nativa *Phalloceros caudimaculatus*, também pertencente à família Poeciliidae, apresentando maiores abundâncias, pode ter excluído competitivamente e inviabilizado o estabelecimento de *P. reticulata*. O pequeno número de indivíduos exóticos, comparado com o total coletado; e a baixa viabilidade reprodutiva dos mesmos, para os pontos amostrados; refletem a boa integridade dos córregos.

Alguns estudos em riachos de cabeceira na bacia do Alto Paraná mostram uma riqueza variando entre 3 e 26 espécies em unidades amostrais com 100m de extensão (Castro *et al.*, 2003; Castro *et al.*, 2004). As dimensões das unidades amostrais, a posição longitudinal do ponto de coleta no curso d'água e os padrões regionais e biogeográficos de diversidade podem influenciar a riqueza local de espécies (Matthews, 1998).

Nos modelos lineares, a altitude foi a variável que melhor determinou a abundância, riqueza e a diversidade das espécies. Os maiores valores de riqueza, abundância e diversidade de Simpson encontrados nos trechos a jusante (menores altitudes), seja pela adição ou substituição de espécies; pode ser explicado pela maior complexidade dos habitats (aumento do volume das águas) (Angermeier & Schlosser, 1989; Schlosser, 1990) e, ainda, pelo aumento na produtividade do ecossistema, com a maior entrada de luminosidade (menores coberturas vegetais) e matéria orgânica (maiores valores de pH e condutividade) (Vanotte *et al.*, 1980); evidenciado ao longo do gradiente longitudinal dos cursos d'água. Locais

preservadas de nascentes (maiores altitudes e menores distâncias da cabeceira) apresentam cursos d'água estreitos, rasos e com densas Matas de Galeria (ver Ribeiro & Walter, 2001). Esses trechos possuem menores temperaturas do ar e da água visto o barramento da radiação solar (Ribeiro & Walter, 1998). Essas regiões de cabeceira em relação à foz (trechos a jusante), como mencionado anteriormente, tendem a possuir uma menor diversidade e menores números de espécies e de indivíduos (Matthews, 1998).

No Cerrado, os ecossistemas lóticos naturais possuem águas levemente ácidas, com baixa condutividade elétrica e temperaturas em torno de 20°C, com pouca variação anual (Padovesi-Fonseca, 2005). Essas características foram evidenciadas nos córregos amostrados, demonstrando boas condições de preservação. No Parque Nacional de Brasília é possível observar a manutenção das características naturais das nascentes e dos cursos d'água, evidenciados pela potabilidade de suas águas e bom estado preservação de suas vegetações ribeirinhas (IBAMA & FUNATURA, 1998).

O padrão de distribuição das comunidades de peixes, ao longo dos riachos, é influenciado por diversas variáveis ambientais que operam em escalas espaciais e temporais (Poff & Allan, 1995; Stewart-Koster *et al.*, 2007). Repartindo as variações, utilizando CCAs, foi possível identificar a influência de três principais classes de variações (espacial, ambiental e temporal) e a interação das mesmas na explicação da distribuição da taxocenose íctica nos córregos das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, bacia do Alto Paraná.

A matriz dos dados espaciais apresentou grande contribuição (67,4%) na predição da estrutura da taxocenose íctica. Dessa matriz, a variável altitude foi a primeira a ser selecionada evidenciando a importância do gradiente altitudinal para caracterização da comunidade íctica (Gerhard *et al.*, 2004; Suárez & Petrere Jr., 2007). Algumas conexões, representando as posições relativas dos pontos amostrados dentro da estrutura dendrítica da bacia, apresentaram-se bastante relevantes na contribuição espacial para a distribuição das

abundâncias das espécies. Este fato demonstra a ocorrência de espécies em exclusivas unidades amostrais, evidenciado no isolamento de algumas populações (Castro, 1999). Apesar da proximidade entre as sub-bacias e do mesmo esforço amostral empregado (sete unidades amostrais em cada), algumas espécies ocorreram exclusivamente em uma delas. Características hidrológicas específicas das bacias podem agir localmente sobre processos de colonização, dispersão e extinção das espécies (Poff & Allan, 1995; Poff, 1997).

Com menor contribuição, mas não menos representativa, a matriz de dados ambientais explicou 38,9% da distribuição das espécies. No entanto, repartindo as variações, o componente puramente ambiental (E) explicou apenas 7,4% da variação na composição da taxocenose íctica e o componente ambiental estruturado espacialmente (ES) contribuiu com a maior parte (31,5%) (Fig. 7). A dinâmica das populações, observada ao longo do gradiente longitudinal, mostra-se fortemente direcionada por fatores associados a processos hidrológicos. Essa interação entre variáveis ambientais e espaciais demonstra a influência das graduais mudanças físicas e químicas das águas, e morfológicas da bacia, que ocorrem ao longo dos cursos d'água, sobre a distribuição das comunidades biológicas (Vanotte *et al.*, 1980).

Winemiller (1996) realizou estudos de longa duração em rios tropicais e mostrou que a estrutura das taxocenoses ícticas é dirigida por processos determinísticos e estocásticos que variam, não apenas espacialmente, mas também, temporalmente. O mesmo autor mostra que a similaridade na composição das espécies entre as mesmas estações em anos diferentes é maior do que entre as estações em um mesmo ano. Nas regiões tropicais é possível observar eventos climáticos sazonais bem definidos onde, normalmente, os invernos são secos e verões chuvosos. A influência das chuvas na estruturação das comunidades de peixes é observada nos eventos de migrações, em que espécies percorrem grandes distâncias para atingirem novas localidades, a serem utilizadas para eventos reprodutivos ou como sítios de alimentação

(Agostinho *et al.*, 2004). Durante as chuvas, com o aumento das águas, há uma maior disponibilidade de recursos e é observada uma expansão dos nichos ecológicos. Porém, durante os períodos de estiagem, há uma maior especialização no uso dos recursos, devido à sua escassez, e os nichos tornam-se mais segregados (Winemiller & Pianka, 1990). As chuvas possuem um ciclo bem marcado na área estudada (Fig. 1), no entanto, a influência sazonal na distribuição da taxocenose íctica para os córregos de cabeceira não foi significativa.

Apesar das variações dos parâmetros ambientais ao longo das estações, as espécies pouco responderam a essas oscilações. Variáveis como a largura do córrego e a profundidade, que poderiam interferir nas taxas de migração (dispersão e colonização), podem não ter contribuído com o incremento ou redução de habitats ao longo das estações. E ainda, a cobertura vegetal, que está relacionada ao aporte de nutrientes nos ambientes aquáticos de cabeceira, apresentou-se bastante estável. As Matas de Galeria que acompanham os pequenos córregos possuem fisionomia predominante perenifolia não perdendo suas folhas entre as estações (Ribeiro & Walter, 2001).

Na região estudada, o Lago Paranoá (ambiente lântico) parece ser uma barreira que impede o deslocamento dos peixes (principalmente espécies maiores) proveniente de regiões lóxicas à jusante dos pontos amostrados. Desta forma, impedindo migrações, o Lago Paranoá poderia colaborar com pouco efeito temporal na distribuição das espécies. Taylor & Warren Jr. (2001) sugerem que maiores taxas migratórias são percebidas durante as cheias (*i.e.* período de chuvas) em regiões próximas a calhas de rios de maiores porte, que possuem nessa estação maiores estabilidades hidrológicas espécies de peixes com maiores tamanhos. Padrões sazonais similares na distribuição das espécies foram encontrados por Langeani *et al.* (2005) e Suárez & Petre Jr. (2007) em rios da bacia do Rio Paraná.

Alguns componentes ambientais e/ou processos biológicos (*e.g.* interações biológicas), que variam ao longo dos gradientes espaciais e temporais, podem não ter sido acessados

(Arrington *et al.*, 2005). Esses componentes poderiam reduzir ainda mais a variação não explicada da distribuição das abundâncias das espécies. Predação e competição são mecanismos que agem, direta e indiretamente, em adição aos fatores abióticos (Jackson *et al.*, 2001). Em estudo realizado por Rodriguez & Lewis Jr. (1997), diferentes padrões de predação foram influenciados por variações na turbidez da água; espécies com adaptações a pouca luminosidade apresentaram maiores abundâncias em ambientes turvos, já espécies visuais foram mais encontrados em águas claras.

O entendimento da composição e distribuição das comunidades aquáticas em ambientes íntegros é premente visto a acelerada degradação ambiental observada em diversos ecossistemas límnicos em todo mundo (Duncan & Lockwood, 2001). As atividades humanas surgem como uma nova contribuição para os processos de estruturação das comunidades biológicas.

A crescente descoberta de novas e raras espécies em áreas isoladas das cabeceiras das bacias hidrográficas evidencia sua fragilidade e necessidade de correto manejo e preservação. Devido à carência de estudos ecológicos utilizando a taxocenose íctica em ecossistemas aquáticos lóticos íntegros de cabeceira, os resultados obtidos mostram-se bastante valiosos e servem como referência para a região. Essas informações podem contribuir para o manejo e monitoramento de pequenas bacias em Unidades de Conservação e, ainda, subsidiar a implementação de políticas públicas para a conservação de nascentes e pequenos mananciais.

CONCLUSÕES

A boa qualidade dos ecossistemas estudados foi evidenciada na composição das espécies características das regiões neotropicais. A integridade dos ambientes aquáticos dentro do Parque Nacional de Brasília foi observada na manutenção das características ambientais naturais das regiões de cabeceiras.

As variáveis espaciais e ambientais selecionadas explicaram aproximadamente 75% da distribuição dos dados biológicos. Os componentes influenciados pelo gradiente espacial (componente puramente espacial e componente ambiental estruturado espacialmente) foram os melhores preditores para explicar a estruturação da taxocenose íctica. A distribuição das espécies foi influenciada pelos padrões altitudinais e longitudinais observados ao longo dos cursos d'água, independente da época do ano em que a coleta foi realizada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Suzuki, H. I. & Júlio Jr., H. F. 2004. Migratory fishes of the upper Paraná river basin. In: Carolsfeld, J.; Harvey, B.; Ross, C. & Baer, A. (eds.). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status**. World Fisheries Trust, World Bank, IDRC, 380p.
- Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M. & Gomes, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**. **1**: 70-78.
- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**. **26**: 32-46.
- Anderson, M. J. & Gribble, N. A. 1998. Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. **Australian Journal of Ecology**. **23**: 158-167.
- Angermeier, P. L. & Schlosser, I. J. 1989. Species area relationship for stream fish. **Ecology**. **70**: 1450-1462.
- Arrington, D. A.; Winemiller, K. O. & Layman, C. A. 2005. Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. **Oecologia**. **144**: 157-167.
- Bini, L. M. 2007. Análises multivariadas e limnologia: exploração, síntese e inferência de um mundo aquático complexo. In: Bicudo, C. E. M. & Bicudo, D. C. (orgs.) **Amostragem em Limnologia**. 2ª ed., RiMa, São Paulo, 371p.
- Borcard, D.; Legendre, P. & Drapeau. 1992. Partialing out the spatial component of ecological variation. **Ecology**. **73**: 1045-1055.
- Buckup, P. A.; Menezes, N. A. & Ghazzi, M. S. 2007. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Série Livros 23. Editora Museu Nacional, Rio de Janeiro, Brasil, 195p.

- Casatti, L.; Langeani, F.; Silva, A. M. & Castro, R. M. C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. **66**: 681-696.
- 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 Oecologica Brasilenses, 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.; Stopliglia, 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**: 1-31.
- Castro, R. M. C.; Casatti, L.; Santos, H. F.; Melo, A. L. A.; Martins, L. S. F.; Ferreira, K. M.; Gibran, F. Z.; Benine, R. C.; Carvalho, M.; Ribeiro, A. C.; Abreu, T. X.; Bockmann, F. A.; Pelição, G. Z.; Stopliglia, R. & Langeani, F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**. **4**: 1-39.
- Castro, R. M. C.; Casatti, L.; Santos, H. F.; Vari, R. P.; Melo, A. L. A.; Martins, L. S. F.; Abreu, T. X.; Benine, R. C.; Gibran, F. Z.; Ribeiro, A. C.; Bockmann, F. A.; Carvalho, M.; Pelição, G. Z. P.; Ferreira, K. M.; Stopliglia, R. & Akama, A. 2005. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**. **16**: 193-214.
- 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 Zoológica**. **97**: 7-15.

- Chao, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics**. **43**: 783–791.
- Dajoz, R. 1973. **Ecologia Geral**. Petrópolis. Vozes (ed.). São Paulo, EDUSP. 474p.
- Duncan, J. R. & Lockwood, J. L. 2001. Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of world's freshwater fishes. **Biological Conservation**. **102**: 97-105.
- Froese, R. & Pauly, D. (Eds.). 2007. **FishBase**. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, versão de 10/2007.
- Gerhard, P.; Moraes, R. & Molander, S. 2004. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**. **71**: 321-340.
- Golterman, H. L.; Clymo, R. S. & Ahnstad, M. A. M. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. Blackweel Sci. Publ., London, IBP Handbook number 8. 214p.
- Gorman, O. T. & Karr, J. R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**. **59**: 507-515.
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**. **4**: 379-391.
- Grossman, G. D.; Ratajczak, R. E. Crawford, M. & Freeman, M. C. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. **Ecological Monographs**. **68**: 395-420.
- Horton, R. E. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins. **Bulletin of Geological Society of America**. **56**: 275-370.
- Hubbell, S. P. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forest and coral reefs. **Coral Reefs**. **16**: S9-S21.

- IBAMA & FUNATURA. 1998. **Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília** (Revisão), Brasília.
- Jackson, D. A.; Peres-Neto, P. R. & Olden, J. D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the role of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. **58**: 157-170.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**. **6**: 21-27.
- Kennard, M. J.; Arthington, A. H.; Pusey, B. J. & Harch, B. D. 2005. Are alien fish reliable indicator of river health? **Freshwater Biology**. **50**: 174-193.
- Langeani, F.; Casatti, L.; Gameiro, H. S.; Carmo, A. B. & Rossa-Feres, D. C. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**. **3**: 203-311.
- 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**: 1-17.
- Lee, S. M. & Chao, A. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. **Biometrics**. **50**: 88-97.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. **Numerical ecology: developments in environmental modeling**. 2 ed., Elsevier, 853p.
- Lowe-McConnell, R. H. 1987. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 382 p
- Lowe-McConnell, R.H. 1999. **Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais**. Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho, A.A. & Cunningham, P.T.M. (tradutores), EDUSP, São Paulo, 534 p.
- Magurran, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurements**. Cambridge University Press, London. 179p.

- Matthews, W. J. 1998. **Patterns in freshwater fish ecology**. Chapman & Hall, Norwell, Massachusetts, 756p.
- Menge, B. A. & Olson, A. M. 1990. Role of scale and environmental factors in regulation of community structure. **Trends in Ecology and Evolution**. **5**: 52-57.
- MMA & TNC. 2007. **Unidades de Conservação e Terras Indígenas dos Biomas Cerrado e Pantanal** (mapa). The Nature Conservancy e Ministério do Meio Ambiente.
- Mouillot, D. & Leprêtre, A. 1999. A comparison of species diversity estimators. **Researches on Population Ecology**. **41**: 203-215.
- Oberdorff, T.; Guégan, J. F. & Hugueny, B. 1995. Global scale patterns of fish species richness in rivers. **Ecography**. **18**: 345-352.
- Olden, J. D. & Poff, N. L. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices characterizing streamflow regimes. **River Research and Applications**. **19**: 101-121.
- Oksanen, J. 2007. **Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial**. <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>.
- Oksanen, J.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'Hara, B. & Stevens, M. H. H. 2007. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 1.8-8. <http://cran.r-project.org/>, <http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/>.
- Padovesi-Fonseca, C. 2005. Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado. In: Scariot, A.; Souza-Silva, J. C. & Felfili, J. M. (Orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília-DF, 439p.
- Peres-Neto, P. R. 2004. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. **Oecologia**. **140**: 352-360.

- Peterson, E. E. ; Theobald, D. M. & Ver Hoef, J. M. 2007. Geostatistical modeling on stream network : developing valid covariance matrices based on hydrologic distance and stream flow. **Freshwater Biology**. **52**: 267-279.
- Pinto, M. N. 1993. Caracterização geomorfológica do Distrito Federal. In. Pinto, M. N. (org.) **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectiva**. Ed. Universidade de Brasília, 2º ed., 681pp.
- Poff, N. L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**. **16**: 391-409.
- Poff, N. L. & Allan, J. D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology**. **76**: 606-627.
- Quinn, G. P. & Keough, M. J. 2002. **Experimental Design and Data Analysis for Biologists**. Cambridge University Press. 537p.
- R Development Core Team. 2007. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Reis, R. E.; Kullander, S. O. & Ferraris, C. (eds.) 2003. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America (CLOFFSCA)**, EDIPUCRS, Porto Alegre, 729p.
- Ribeiro, J. F. & Walter, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S. M. & Almeida, S. P. (eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. Embrapa-CPAC, Planaltina, DF, 556p.
- Ribeiro, J. F. & Walter, B. M. T. 2001. As Matas de Galeria no contexto do bioma Cerrado. In: Ribeiro, J. F.; Fonseca, C. E. L. & Sousa-Silva, J. C. (eds.). **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, 899p.
- Ricklefs, R. E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. **Science**. **235**: 167-171.

- Rodriguez, M. A. & Lewis Jr., W. M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. **Ecological Monographs**. **67**: 109-128.
- Rosa, R. S. & Lima, F. C. T. 2005. Peixes. In Machado, A.B.M.; Martins, C.S. & Drummond, G.M. (eds.). **Lista da fauna ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 160p.
- Schlosser, I. J. 1990. Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fish: implications for environmental management and assessment. **Environmental Management**. **14**: 621-628.
- Stewart-Koster, B.; Kennard, M. J.; Harch, B. D.; Sheldon, F.; Arthington, A. H. & Pusey, B. J. 2007. Partitioning the variation in stream fish assemblages within a spatio-temporal hierarchy. **Marine and Freshwater Research**. **58**: 675-686.
- Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of American Geophysical Union**. **38**: 913-920.
- Suárez, Y. R. & Petrere Jr., M. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. **Neotropical Ichthyology**. **5**: 61-68.
- Taylor, C. M. & Warren Jr., M. L. 2001. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. **Ecology**. **82**: 2320-2330.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**. **67**:1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F., & Verdonschot, P. F. M. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. **Aquatic Sciences**. **57**: 255–289.
- Uieda, V. S. & Castro, R. M. C. 1999. Coleta e fixação de peixes de riacho. pp. 01-22. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (eds.). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologica Brasilenses, vol. VI. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.

- UNESCO. 2001. **Vegetação do Distrito Federal: Tempo e Espaço**. UNESCO Brasil, Brasília.
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. **37**: 130-137.
- Vari, R. P. & Malabarba, L. R. 1998. Neotropical ichthyology: an overview. In: Malabarba, L. R.; Reis, R. E.; Vari, R. P. & Lucena, Z. M. S. (eds.) **Phylogeny and classification of neotropical fishes**. Edipucrs, Porto Alegre, 603p
- Winemiller, K. O. 1996. Dynamic diversity in fish assemblages of tropical rivers. In: Cody, M. L. & Smallwood, J. A. (eds.). **Long-term studies of vertebrate communities**. Academic Press, California, USA. 597p.
- Winemiller, K. O. & Pianka, E. R. 1990. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. **Ecological Monographs**. **60**: 27-55.

Anexo 2. Material testemunho das 28 espécies de peixes coletadas nos córregos das sub-bacias do Bananal e Santa Maria/Torto, DF, tombados na Coleção Ictiológica da Universidade de Brasília (CIUnB) e na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica da Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto (DZSJRP): *Aspidoras fuscoguttatus* CIUnB 14, 16, 173, 180, 220, DZSJRP 01813; *Astyanax* sp. CIUnB 1-3, 6, 7, 12, 25, 33-36, 39, 40, 42, 43, 46, 50-52, 54, 55, 59, 60, 63, 71, 72, 74-76, 78-80, 82, 85, 90, 161, 162, 165-168, 178, 183, 194, 196-199, 202, 204, 208-212, 218, 228, 243, 245, 254, 312, 318, DZSJRP 01817, 01819, 01824; *Bryconamericus stramineus* CIUnB 61; *Characidium gomesi* CIUnB 15, 246; *Characidium* sp.1 CIUnB 13, 221, DZSJRP 01812; *Characidium* sp.2 CIUnB 29, 89, 193, 234, DZSJRP 01822; *Characidium zebra* CIUnB 38, 81, 247, DZSJRP 01821; *Cichlasoma paranaense* CIUnB 87; *Ctenobrycon* sp. CIUnB 64, 84, 86, DZSJRP 01833; *Hasemania* sp. CIUnB 22, 41, 67, 91, 93, 94, 174, 185, 200, 205, 219, 223, 248, 255, 320, DZSJRP 01801, 01807, 01829; *Hypessobrycon balbus* CIUnB 5, 9, 23, 30, 53, 58, 65, 170, 190, 215, 231, 235, 239, 242, 309-311, 313-317, 319, 321-337, DZSJRP 01818, 01825; *Hypostomus ancistroides* CIUnB 257; *Hypostomus* sp.1 CIUnB 28, 164; *Hypostomus* sp.2 CIUnB 32, 47, 201, 230, 241, 249, DZSJRP 01809, 01816; *Hypostomus* sp.3 CIUnB 48; *Hypostomus* sp.4 CIUnB 207; *Heptapterus* sp. CIUnB 11, 57, 171, 213, 232, 238, 244, DZSJRP 01803, 01804, 01815; *Knodus moenkhausii* CIUnB 4, 20, 45, 62, 68, 92, 163, 177, 186, 187, 203, 216, 222, 256; *Kolpotocheirodon theloura* CIUnB 18, 179, 226, DZSJRP 01831; *Microlepidogaster* sp. CIUnB 27, 31, 37, 70, 73, 77, 181, 189, 191, 195, 229, 233, 237, 240, DZSJRP 01823, 01827; *Moenkhausia* sp. CIUnB 21, 66, 188, 225, DZSJRP 01799, 01800, 01805; *Neoplecostomus paranensia* CIUnB 250; *Phalloceros caudimaculatus* CIUnB 24, 182, 227, 252, DZSJRP 01826; *Planaltina myersi* CIUnB 19, 49, 69, 88, 175, 184, 206, 224, 253, DZSJRP 01802, 01832; *Poecilia reticulata* CIUnB 17, 251; *Rhamdia quelen* CIUnB 8, 44, 172, 217, DZSJRP 01798; *Rivulus pictus* CIUnB 10, 26, 56, 169, 192, 214, 236, DZSJRP 01814; *Steindachnerina insculpta* CIUnB 83.