

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CAMPUS DE SOROCABA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E CONSERVAÇÃO

Bruno Jose Gomes de Mello

**GRADIENTE AMBIENTAL E PEIXES DE RIACHOS DE CABECEIRA
DA MATA ATLÂNTICA (SP)**

Sorocaba
2014

Bruno Jose Gomes de Mello

**GRADIENTE AMBIENTAL E PEIXES DE RIACHOS DE CABECEIRA
DA MATA ATLÂNTICA (SP)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, *campus* de Sorocaba, como requisito obrigatório para a obtenção do título de Mestre em Diversidade Biológica e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Mauricio Cetra

Sorocaba
2014

Mello, Bruno José Gomes.
M527g Gradiente ambiental e peixes de riachos de cabeceira da Mata Atlântica (SP) / Bruno José Gomes de Mello. -- 2014.
40 f. : 28 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos,
Campus Sorocaba, Sorocaba, 2014

Orientador: Maurício Cetra

Banca examinadora: Alexander Vicente Christianini, Fabrício Barreto Teresa

Bibliografia

1. Ictiologia. 2. Comunidades de peixes – Mata Atlântica. 3. Ecossistemas. I. Título. II. Sorocaba-Universidade Federal de São Carlos.

CDD 597

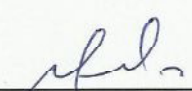
Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do *Campus* de Sorocaba.

BRUNO JOSE GOMES DE MELLO

**GRADIENTE AMBIENTAL E PEIXES DE RIACHOS DE
CABECEIRA DA MATA ATLÂNTICA (SP)**


Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de
mestre em Diversidade Biológica e Conservação.
Universidade Federal de São Carlos.
Sorocaba, 22 de maio de 2014.

Orientador:

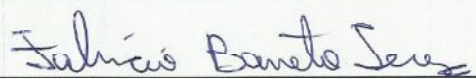


Prof. Dr. Maurício Cetra
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus* Sorocaba

Examinadores:



Prof. Dr. Alexander Vicente Christianini
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus* Sorocaba



Dr. Fabrício Barreto Teresa
Universidade Estadual de Goiás

AGRADECIMENTOS

À minha amada família, esposa Salete por toda sua dedicação em manter nosso lar, paciência e compreensão na minha ausência, juntos e por toda a vida desfrutaremos desta colheita. Também aos meus pequenos Breno e Antonio por toda curiosidade, confiança e carinho a cada contato, sem dúvidas estas foram as minhas principais fontes de estímulo e energia.

Aos meus pais Lucimar e Rivaldo, por todo amor, ensinamento e experiência transmitida. Pelos mesmos motivos também agradeço aos meus não menos “pais”, Aparecido (sogro) e Aurea (sogra).

Aos meus irmãos, apenas os “mais novos” Camila, Miranda, Flavia e Marcio por terem depositado em mim a responsabilidade de ser o “mais velho”, aquele que serve de exemplo, que não pode fazer nada de errado por que os irmãos aprendem com ele. Claro que nem sempre foi assim, mas sempre pensei em vocês.

Ao Prof. Dr. Mauricio Cetra, meu orientador, por sua dedicação e comprometimento no exercício de sua profissão. Também pelo bom exemplo de responsabilidade para com a transmissão de conhecimento, o que claramente o faz com boa vontade e humildade. Portanto, além de agradecer pelo compartilhamento de seu valioso conhecimento em ecologia e estatística, também lhe agradeço pelos valores transmitidos.

Ao Prof. Dr. Walter Barrella, meu orientador na graduação, pelo incentivo e direção para que eu chegasse até aqui.

Ao gestor Rinaldo e a toda a equipe do Parque Estadual do Jurupará, pela estadia e apoio durante as coletas de campo.

Aos amigos e companheiros de laboratório e de campo Alexandre (Cascão), Bruna, Fernanda, Guilherme (Nérso), Mauricio (Maumau) e Rodrigo (Costela).

Aos professores Dr. Oswaldo Takeshi Oyakawa (MZUSP) e Dr. Francisco Langeani Neto (DZSJRP), pela identificação e tombamento dos espécimes.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo auxílio financeiro concedido ao projeto "Estudo da integridade física e biótica de riachos das cabeceiras que cruzam a Mata Atlântica Sul de São Paulo" (processo #2009/53056-8), de onde veio parte dos dados utilizados nesta pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação (PPGDBC) e à UFSCar *campus* Sorocaba, pela estrutura, apoio financeiro e principalmente pela qualidade de ensino. Também aos Professores e Funcionários que de alguma forma contribuíram para isso. Em especial à secretária Luciana Kawamura, por toda ajuda e boa vontade.

Muito Obrigado!

RESUMO

O crescente interesse por estudos de diversidade funcional permite abordar a relação entre as características funcionais das espécies com variações no ambiente buscando entender a organização das comunidades biológicas. Nós examinamos a relação entre as características físicas e estruturais de 19 trechos de riachos de cabeceira na Mata Atlântica e as características morfológicas relacionadas com a capacidade de natação das espécies de peixes. O ambiente foi descrito quanto à altitude, distância da fonte de espécies, composição do substrato e profundidade do canal; enquanto que as características funcionais foram descritas por 11 medidas morfológicas. Utilizamos uma análise RLQ e os dois primeiros eixos explicaram 97,8% do total da variação. O primeiro eixo foi interpretado como a ação do gradiente altitudinal/longitudinal na estruturação das assembleias de peixes que variou com as medidas morfológicas de comprimento da nadadeira e pedúnculo caudal. Podemos afirmar que existem duas assembleias distintas posicionadas nos extremos do gradiente ambiental separadas pela capacidade de deslocamento das espécies. Dentro destes grupos podemos dizer que em escala local a estrutura física do canal gera subgrupos relacionados ao uso do nicho, sugerindo a ação de filtros ambientais. Desta forma, apresentamos evidências de que a estrutura das assembleias de peixes está relacionada com atributos ambientais de riachos de cabeceira da Mata Atlântica.

Palavras-chave: Análise RLQ, ictiofauna, regras de montagem, ecomorfologia.

ABSTRACT

The growing interest in studies of functional diversity allows to address the relationship between the functional characteristics of species with variations in the environment attempt to understand the organization of biological communities. We examined the relationship between physical and structural characteristics of 19 stretches of headwater streams in the Atlantic Forest and morphological characteristics related to swimming ability of fish species. The environment was described by altitude, distance from species pool, substrate composition and depth of the channel. The functional characteristics were described by 11 morphological measurements. The RLQ analysis was used and the first two axes explained 97.8% of the total variation. The first axis was interpreted as the action of the altitudinal/longitudinal gradient in the structuring of assemblies of fish which varied with morphological measurements of length of caudal fin and caudal peduncle. We can say that there are two distinct assemblies positioned at the extremes of the environmental gradient separated by capacity of swimming of the species. Within these groups we can say that on a local scale the physical structure of the channel generates subgroups related to the use of the niche, suggesting the action of environmental filters. Thus, we present evidence that environmental attributes of headwaters of the Atlantic Forest are related to the structure of the assemblies of fishes that inhabit these environments.

Keywords : RLQ analysis , ichthyofauna , assembly rules , ecomorphology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, o Parque Estadual do Jurupará e remanescentes de Mata Atlântica (Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2012).	17
Figura 2. Drenagem do alto Rio Juquiá com pontos de coleta (círculos) e gradiente de elevação dividido em 4 categorias.	18
Figura 3. Ilustração das onze métricas morfológicas tomadas dos peixes de riachos do Parque Estadual do Jurupará.	23
Figura 4. Representação gráfica dos trechos de riachos a partir da aplicação da análise de correspondência.	27
Figura 5. Representação gráfica da ordenação dos trechos de riachos a partir da análise de componentes principais utilizando as variáveis ambientais.	28
Figura 6. Representação gráfica da ordenação das espécies a partir da análise de componentes principais utilizando as variáveis funcionais.	29
Figura 7. Representação gráfica da análise RLQ.	30

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Valor de p das correlações entre características funcionais (linhas) e variáveis ambientais (colunas). Os quadrados brancos indicam ausência de correlação, cinzas indicam correlação negativa e pretos indicam correlação positiva.	31
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Códigos, riachos, classe de altitude, sub-bacia e coordenadas geográficas dos trechos amostrados no PEJU.	19
Tabela 2. Categorias de substrato, baseadas no comprimento do maior eixo (mm).	19
Tabela 3. Variáveis ambientais, códigos usados nas análises e descrição.	20
Tabela 4. Características morfológicas funcionais, códigos usados nas análises e definições (Gatz, 1979; Webb, 1984; Winemiller, 1991).	22
Tabela 5. Distribuição das espécies de peixes capturadas neste estudo, Riqueza e abundâncias das espécies por classe de altitude e abundância total de indivíduos por classe de altitude: Alto (A), Médio (M) e Baixo (B)	26
Tabela 6. Coeficientes de correlação das variáveis ambientais com os eixos da PCA.	28
Tabela 7. Coeficientes de correlação das características funcionais com os eixos da PCA.	29

SUMÁRIO

RESUMO.....	vii
ABSTRACT	viii
1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	16
3. MATERIAL E MÉTODOS	17
3.1. <i>Área de estudo</i>	17
3.1.1. <i>Pontos de coleta</i>	18
3.2. <i>Amostragem das variáveis ambientais</i>	19
3.3. <i>Coleta da ictiofauna</i>	20
3.4. <i>Coleta das características morfológicas</i>	21
3.5. <i>Análise de Dados</i>	23
4. RESULTADOS	25
5. DISCUSSÃO	31
6. REFERÊNCIAS	35
APÊNDICES	41

1. INTRODUÇÃO

Desde o início do século passado muito se debateu a respeito da natureza das comunidades biológicas. A questão que conduziu boa parte desse debate foi: uma comunidade biológica é um sistema de co-ocorrência de espécies auto-organizado ou simplesmente uma coleção aleatória de populações com integração funcional mínima? Classicamente, duas abordagens dominaram as discussões, uma entendia a comunidade como um superorganismo, no qual as espécies seriam fortemente ligadas por interações, refletindo um padrão de agregação não aleatório (Clements, 1916) e a outra entendia a comunidade como um conjunto aleatório de populações possuidoras de características que as permitem viver em habitats específicos (Gleason, 1926). Atualmente, teorias relacionadas a padrões mais gerais, tais como, metacomunidades, características funcionais, ecologia evolutiva e processos fundamentais (seleção, deriva genética, especiação e dispersão) têm pautado boa parte dos trabalhos em ecologia de comunidades (Leibold et al., 2004; Morin, 2011; Pavoine & Bonsall, 2011). No entanto, permanece a busca por respostas para as mesmas questões iniciais que orientaram os trabalhos de Clements e Gleason relacionadas com a origem e desenvolvimento das comunidades (Booth & Larson, 1999).

Hoje em dia observa-se uma mudança de sentido no foco das atenções dos ecólogos de comunidades, passando da elucidação do *pool* de espécies para a compreensão dos fatores ambientais que promovem padrões de agrupamento ecológico (Gotzenberger et al., 2011). Um passo importante para este avanço foi o entendimento de que diferentes processos em diferentes escalas podem produzir regras restritivas à estruturação das comunidades (Zobel, 1997; Wilson, 1999). Esta concepção pode ser exemplificada por um esquema composto por três tipos de filtros ecológicos: (1) dispersão, (2) ambiente abiótico e (3) interações bióticas. Parte-se do princípio de que o *pool* de espécies regional é obtido a partir da ação dos processos de especiação, extinção e dispersão no *pool* de espécies global (montagem filogeográfica). O *pool* de espécies local é constituído por espécies que foram capazes de se dispersar a partir do *pool* regional (montagem por dispersão). Por fim, a comunidade presente em determinado local é resultado da ação dos filtros ambientais impostos pelo habitat acrescidos da distribuição resultante das interações bióticas (montagem ecológica) (Zobel, 1997; Belyea & Lancaster, 1999; Booth & Swanton, 2002). Esta importante compreensão do esquema de escalas e processos que podem reger a estruturação das assembleias é fruto do reconhecimento, por parte dos ecólogos, da necessidade de se refinar o conhecimento sobre a montagem de comunidades a partir do *pool* de espécies.

Neste contexto, nasce um promissor ramo da ecologia de comunidades, atualmente conhecido como “Montagem de Comunidades” (*Community Assembly*) termo este proposto por ecólogos que vêem a montagem da comunidade como um fenômeno mais amplo e geral, diferentemente da abordagem inicial restrita às interações bióticas, mais especificamente competição, proposta por Diamond (1975) intitulada “Regras de Montagem de Comunidade” (*Community Assembly rules*) (Chase, 2003; Weiher et al., 2011). A teoria da montagem de uma comunidade é uma área ainda em desenvolvimento, que tenta explicar e prever a composição das comunidades a partir do *pool* de espécies, tendo como premissas básicas que todas as comunidades são montadas no tempo e que a adesão à comunidade é limitada por filtros ou restrições (regras) atuantes sobre o *pool* de espécies (Belyea & Lancaster, 1999; Booth & Swanton, 2002; Pavoine & Bonsall, 2011).

A partir do desenvolvimento da clássica teoria da coexistência e nicho (MacArthur, 1972) que justifica a coexistência de espécies em decorrência de uma diferenciação no uso de seus recursos, ocorreu um aumento da quantidade e do interesse por trabalhos que ajudassem a compreender mecanismos de estabilização que impedem a exclusão competitiva, e assim, permitindo a coexistência de espécies por longos períodos (Chesson, 2000). No entanto, grande parte destes estudos testaram suas hipóteses com base em dados de identidade taxonômica e diversidade de espécies das comunidades e preocuparam-se principalmente com a coexistência das espécies que já estavam presentes na comunidade, desconsiderando o papel da dispersão e da disponibilidade de espécies no *pool* de espécies local e regional (Gotezenberger et al., 2011).

Este tipo de abordagem resultou em baixa capacidade de produzir generalidades, fomentando ainda hoje a base das discussões acerca da existência de regras gerais na montagem de comunidades (Peters, 1991; Lawton, 1994; Simberloff, 2004). Tal panorama, fez com que muitos ecólogos percebessem que a medida adequada da biodiversidade de um determinado grupo taxonômico deveria ser muito mais que o número de espécies e suas abundâncias relativas em um local, mas deveria também conter informações sobre o grau de parentesco das espécies (Clarke & Warwick, 1998; McGill et al., 2006). Essa percepção impulsionou o desenvolvimento de novos caminhos e abordagens para identificação de processos e mecanismos atuantes na construção de uma comunidade (Clarke & Warwick, 1998; McGill et al., 2006; Petchey et al., 2007; Blaum et al., 2011; Safi et al., 2011). Assim, a quantificação das características funcionais das espécies, tais como estruturas morfológicas, comportamentos alimentares e características da história de vida, servem como medidas

interessantes e podem ajudar na explicação dos padrões de agrupamento observados nas comunidades biológicas (Petchey & Gaston, 2002).

Uma das parcelas da biodiversidade que mais sofre com impactos humanos é a fauna aquática, mais especificamente os peixes, por se tratarem de organismos aquáticos com boa capacidade de locomoção dentro do corpo d'água (Mazzoni & Rios, 2013). O território brasileiro abriga cerca de 2600 espécies, das aproximadamente 6000 espécies de peixes de água doce neotropical (Reis et al., 2003). Estima-se para o estado de São Paulo cerca de 400 espécies, o que corresponde à aproximadamente 15% do estimado para o território brasileiro. Pode-se afirmar que deste total, 70 a 80% é composta por espécies de pequeno porte que habitam riachos de cabeceiras (Oyakawa & Menezes, 2011). Apenas na área de estudo, região do Parque Estadual do Jurupará, foram identificadas 8 espécies raras sendo 2 delas endêmicas da bacia do Rio Ribeira de Iguape e uma espécie ameaçada de extinção segundo os critérios da IUCN (Teshima, 2013). No período entre 2000 e 2010 foram descritas 36 novas espécies no estado de São Paulo, deste total 34 são provenientes de riachos de cabeceira. A maioria das espécies de peixes de água doce ameaçadas de extinção no estado de São Paulo apresenta pequeno porte e são típicas destes riachos (Oyakawa & Menezes, 2011).

A conservação da fauna de peixes de riachos tem sido desafiadora. Frequentemente estes organismos não são considerados no momento da definição das áreas de abrangência de unidades de conservação, pois habitam ambientes restritos, são pequenos, apresentam hábitos crípticos e oferecem pouco ou nenhum interesse comercial (Oyakawa et al., 2006). Como destacado por Menezes et al. (2007) existem poucos trabalhos relacionando conservação com ictiofauna. A relação entre conservação e peixes de riachos apresenta aspectos interessantes, como o estreito vínculo que estes organismos têm com a floresta, sendo assim, sua sobrevivência depende diretamente da preservação da mata, da qualidade, quantidade e conectividade dos corpos d'água. Deste modo podem representar uma boa opção de indicadores de qualidade ambiental (Cetra et al., 2010).

Sabe-se que a distribuição e abundância das espécies de peixes são influenciadas por vários fatores que operam em diversas escalas (Schlosser, 1987; Poff, 1997). Dentre todos os fatores que podem contribuir para o padrão de distribuição e formação das assembleias de peixes, os relativos ao ambiente são reconhecidamente bem estudados. Alguns estudos e teorias fornecem evidências da força do ambiente na estruturação das assembleias de peixes. Por exemplo, o conceito do Rio Contínuo (RCC) prevê como as comunidades aquáticas

mudam de acordo com alterações abióticas em bacias hidrográficas. Desta forma, mudanças nas fontes de alimentos podem restringir grupos tróficos de organismos aquáticos dentro das comunidades (Vannote et al., 1980). De forma semelhante, a teoria do Modelo de Habitat do Rio (RHT) (Townsend & Hildrew, 1994) também faz previsões de como as comunidades de riachos mudam através de gradientes em grandes escalas. Esta teoria prevê que duas características principais, variabilidade temporal e heterogeneidade espacial, influenciam nas características das espécies de comunidades de riachos, de modo que riachos com alta variabilidade temporal e baixa heterogeneidade espacial (cabeceiras) possuam espécies mais propensas a ter características que conferem resistência e resiliência, tais como tamanho do corpo pequeno, forma hidrodinâmica, alta fecundidade e ciclos reprodutivos curtos. Poff (1997) propôs a ideia de “Filtros de Paisagem”, onde descreve como as variáveis ambientais selecionam características das espécies de bacias à micro-habitats. Na escala de bacia hidrográfica, por exemplo, a sazonalidade pode restringir estratégias de história de vida das espécies e em escalas mais reduzidas, tais como, trechos do canal e micro-habitats, a influência de variáveis como condição da mata ciliar e composição do substrato podem influenciar guildas tróficas e reprodutivas das assembleias (Pease et al., 2012).

Tradicionalmente a abordagem para avaliação da relação entre variáveis ambientais e assembleias de espécies se deu através da utilização de variáveis da comunidade como riqueza taxonômica, abundância, índices de diversidade e uniformidade (Shiet et al., 2012). Embora esta abordagem possa detectar respostas das espécies com relação ao *stress* ambiental é difícil determinar quais funções ecológicas estão dirigindo estas respostas. Uma abordagem complementar é agrupar as espécies em diferentes grupos funcionais com base em suas funções no ecossistema e investigar como estes grupos mudam de acordo com a variação ambiental. Estudos que buscam entender como as características funcionais se relacionam com gradiente ambiental podem resultar na identificação de padrões mais gerais, melhorando assim, nossa capacidade de prever as respostas das comunidades naturais frente a mudanças ambientais (McGill et al., 2006; Poff et al., 2006; Olden et al., 2010; Teresa & Casatti, 2012; Casatti et al., 2012).

Os habitats aquáticos apresentam grande variedade de gradientes ambientais ao longo dos quais as espécies desenvolvem estratégias adaptativas e características bem definidas para quase todos os componentes da biocenose aquática (Winemiller & Rose, 1992). Estudos anteriores compararam a composição de assembleias de peixes com as características ambientais com o objetivo de encontrar padrões gerais como associações entre características

funcionais e ambientais (Ibañez et al., 2007; Pease et al., 2012). Porém, estes trabalhos utilizaram atributos relacionados com múltiplas funções como alimentação, história de vida e uso do habitat por peixes. Neste sentido, nosso estudo se distingue dos demais por enfatizarmos as relações entre as variáveis ambientais e as características exclusivamente relacionadas ao comportamento e capacidade de natação das espécies de peixes que habitam riachos de cabeceira da Mata Atlântica do estado de São Paulo.

No presente estudo, buscamos considerar este ponto de vista na avaliação de comunidades de peixes que habitam regiões de cabeceira de riachos da Mata Atlântica do estado de São Paulo. O reconhecimento já estabelecido de que a variabilidade ambiental, seja temporal ou espacial, têm influência na distribuição dos organismos, bem como em suas interação e adaptações (Wiens, 1986) e sabendo que sistemas de riachos têm como característica básica elevada variação ambiental, serviram de estímulo para escolha das referidas aplicações. Vale lembrar também que devido à posição que ocupam na paisagem e dos recursos que oferecem, os rios e riachos estão entre os ambientes mais impactados pela ação do homem e oferecerem os maiores desafios para a conservação (Barletta et al., 2010; Hugueny et al., 2010). Neste sentido, uma pergunta a ser respondida seria: de que forma as características biológicas das espécies estão relacionadas com os nichos ou a localização geográfica que elas ocupam em um ecossistema?

2. OBJETIVOS

O objetivo geral do presente estudo foi testar se existe relação entre as características ambientais dos riachos e as características funcionais de natação das espécies de peixes capturadas em riachos situados em três diferentes classes de altitude, na região de cabeceira da bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape na Mata Atlântica do estado de São Paulo.

Fazem parte do escopo deste estudo os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar as condições físicas e químicas dos trechos de riachos;
- Descrever gradientes ambientais;
- Caracterizar as assembleias de peixes de acordo com a composição, abundância e características funcionais de natação.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

Localizado nas vizinhanças da região Metropolitana de São Paulo, o Parque Estadual do Jurupará (PEJU) possui uma área de 26.250,47 hectares e está inserido nos municípios de Ibiúna e Piedade e faz divisas com os municípios de Juquitiba, Miracatu e Tapiraí, (Rodrigues, 2006). As sub-bacias amostradas compõem a região de cabeceiras da porção norte da bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape - UGRHI-11 e estão situadas em um dos maiores contínuos do bioma Mata Atlântica no país (Figura 1).

A bacia do Rio Ribeira de Iguape apresenta rede hidrográfica densa e altamente ramificada, além de uma grande quantidade de nascentes, topografia montanhosa e relevo extremamente acidentado, formados por morros paralelos com fortes declives, típicos dos contrafortes da Serra do Mar e altitude variando de 500 a 1.119 metros. A cobertura vegetal é formada por Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista e abriga importantes remanescentes de mata primária (Herculani *et al.*, 2010).

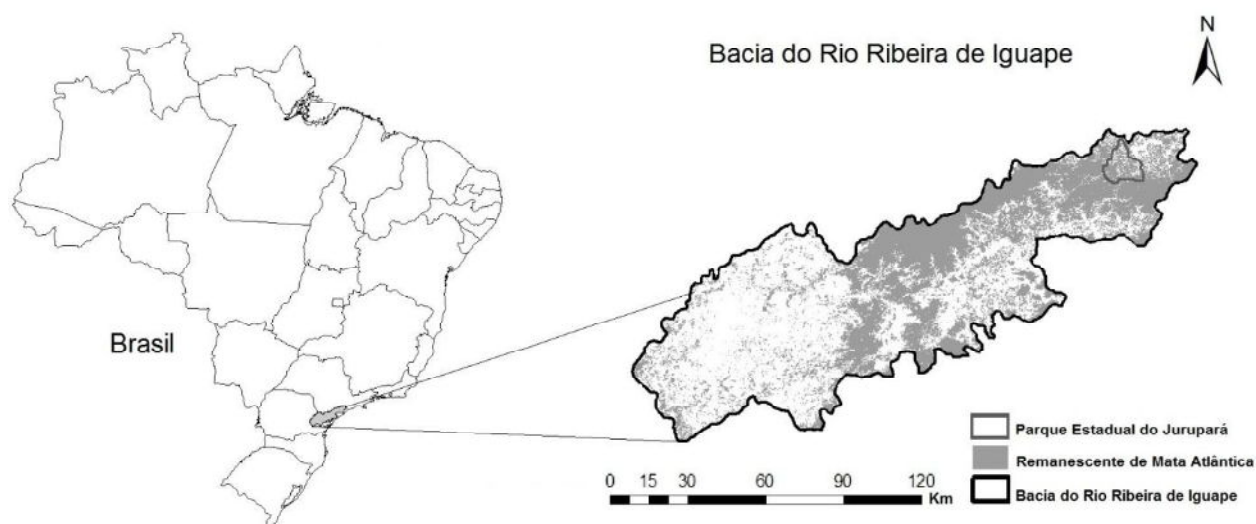


Figura 1. Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, o Parque Estadual do Jurupará e remanescentes de Mata Atlântica. (Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2012).

3.1.1. Pontos de coleta

Através de inspeção de mapas na escala 1:100.000 e viagens de campo foram selecionados 19 trechos de riachos, pertencentes a 3 sub-bacias: Rio do Peixe, Rio Juquiá e Juquiá-Guaçu (Tabela 1). As sub-bacias estão em posição justaposta e tributam o mesmo curso d'água (Rio Juquiá-Guaçu, tributário do lado esquerdo do Rio Ribeira de Iguape), porém, em diferentes posições no gradiente altitudinal, que varia de 450 a 1200 metros de altitude. A sub-bacia do Rio do Peixe foi amostrada em cinco trechos, Rio Juquiá em oito trechos e Juquiá-Guaçu em seis trechos (Figura 2). As amostragens foram realizadas no período de Junho de 2010 à Fevereiro de 2013.

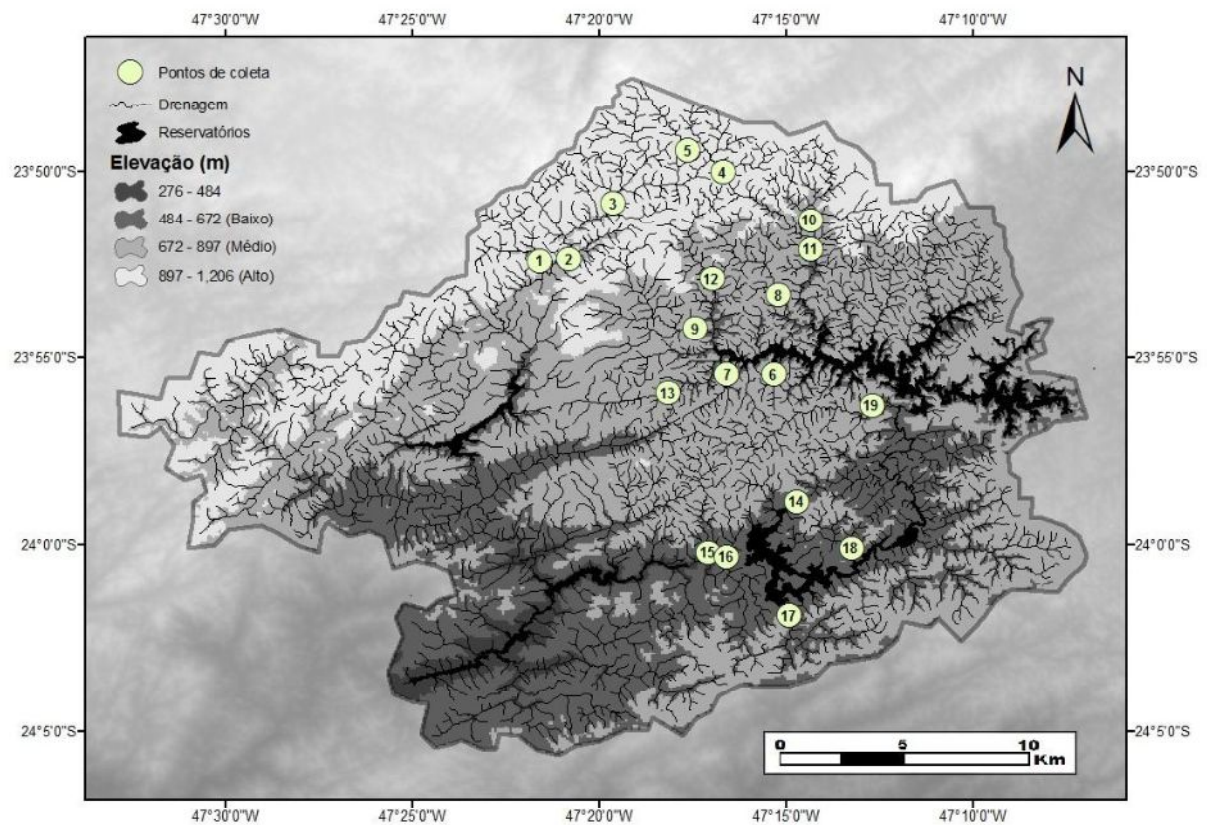


Figura 2. Drenagem do alto Rio Juquiá com pontos de coleta (círculos) e gradiente de elevação dividido em 4 categorias.

Tabela 1. Códigos dos pontos, nome dos riachos, classe de altitude, sub-bacia e coordenadas geográficas dos trechos amostrados no PEJU.

Ponto	Corpo d'água	Classe	Sub-bacia	Coordenadas	
				Lat.	Long.
01	Ribeirão Claro	Alto	Rio do Peixe	23°50'18.8''S	47°18'38.8''W
02	Rio do Peixe	Alto	Rio do Peixe	23°52'46.0''S	47°21'26.0''W
03	Ribeirão Grande A	Alto	Rio do Peixe	23°50'36.0''S	47°19'40.0''W
04	Córrego Ponte de Tábua	Alto	Rio do Peixe	23°49'39.0''S	47°17'05.0''W
05	Ribeirão Grande B	Alto	Rio do Peixe	23°50'20.6''S	47°18'39.4''W
06	Córrego Roberto Assis	Médio	Rio Juquiá	23°55'17.4''S	47°15'22.4''W
07	Córrego Cemitério Tuim	Médio	Rio Juquiá	23°55'29.2''S	47°16'01.4''W
08	Tributário Dir. Itaguapeva	Médio	Rio Juquiá	23°53'54.4''S	47°15'00.3''W
09	Ribeirão dos Bagres(Sumidouro)	Médio	Rio Juquiá	23°54'20.0''S	47°17'06.0''W
10	Córrego Itaguapeva B	Médio	Rio Juquiá	23°51'46.0''S	47°14'36.0''W
11	Córrego Itaguapeva A	Médio	Rio Juquiá	23°51'18.0''S	47°14'29.0''W
12	Ribeirão das Vargens	Médio	Rio Juquiá	23°53'32.2''S	47°16'55.0''W
13	Córrego Valente	Médio	Rio Juquiá	23°55'44.0''S	47°17'31.0''W
14	Ribeirão do Pocinho	Baixo	Juquiá-Guaçu	23°58'54.6''S	47°14'53.3''W
15	Córrego do Tamanduá	Baixo	Juquiá-Guaçu	24°00'05.8''S	47°17'00.5''W
16	Córrego Tamanduazinho	Baixo	Juquiá-Guaçu	24°00'33.0''S	47°16'36.0''W
17	Ribeirão do Fêdo	Baixo	Juquiá-Guaçu	24°01'54.3''S	47°14'59.0''W
18	Ribeirão Meio da Fumaça	Baixo	Juquiá-Guaçu	24°00'12.4''S	47°13'04.8''W
19	Córrego Bonito km 4,5	Baixo	Juquiá-Guaçu	23°56'27.1''S	47°13'13.6''W

3.2. Amostragem das Variáveis ambientais

Em cada trecho foram medidas variáveis estruturais relacionadas à morfologia do canal (profundidade), tamanho do substrato, distância até o riacho de 6ª ordem e altitude (Tabela 3). Estes descritores referem-se à:

1 – **Estabilidade do substrato:** Presença de estruturas naturais que promovam cobertura como grandes rochas, matacões, árvores caídas, troncos ou galhos submersos que possam ser utilizados como abrigo, local de alimentação, desova ou construção de ninho. O substrato foi classificado conforme Gerhard (2005) (Tabela 2).

Tabela 2. Categorias de substrato, baseadas no comprimento do maior eixo (mm).

Categoria	Tamanho (mm)
bloco	>256
matacão	entre 256 e 64
seixo	entre 64 e 16
cascalho	entre 16 e 2
areia	entre 2 e 0,6
silte e argila	< 0,6

A abundância percentual destas categorias foi quantificada dentro de quadrados de lado igual a 1m, dispostos ao longo de segmentos transversais de três pontos equidistantes do trecho de amostragem. Nestes segmentos transversais o quadrado foi posicionado de 1 em 1 metro da margem esquerda à margem direita.

2 – **Profundidade:** A profundidade foi medida com uma trena, ao longo de segmentos transversais de três pontos equidistantes, no trecho de amostragem. Nestes segmentos transversais a trena foi posicionada de 1 em 1 metro da margem esquerda à direita.

Tabela 3. Variáveis ambientais, códigos usados nas análises e descrição.

Variáveis	Código	Descrição
Altitude em metros	Alt	Elevação do trecho em metros de altitude.
Distância até a fonte de espécies	Dist6	Distância em quilômetros até o riacho de sexta ordem (fonte de espécies).
Profundidade do canal	Prof	Profundidade média em metros do trecho de coleta.
Percentual de substrato grande	Subst	Percentual médio de substrato grande (bloco, matacão e seixo) do trecho.

As coordenadas geográficas foram obtidas no campo utilizando um aparelho de GPS portátil (Garmim modelo: Legend eTrex H). Altitude, distância em quilômetros até a fonte de espécies (riacho de 6ª ordem), categorização das classes de altitude em alto, médio e baixo foram calculadas e geradas por um conjunto de ferramentas do ArcGis denominado *Hidrology*. Para esta rotina foi utilizado um arquivo *raster* de elevação da região (USGS, 2004). O algoritmo utilizado para calcular as classes de altitude foi o de quebras naturais de Jenks (*Natural Break Jenks*). Todos os dados foram georreferenciados e seguiram o sistema de coordenadas geográficas e o datum SAD69 (South American Datum) com projeção em latitude e longitude.

3.3. Coleta da Ictiofauna

A ictiofauna foi coletada em trechos de 70m de extensão (Licença nº 13352-1 SISBIO/IBAMA/MMA e 260108-004.423/2010 SMA), por uma equipe composta por um operador, com um aparelho de pesca elétrica (Smith-Root Model 15-D backpack electrofisher) e dois coletores que percorreram o trecho uma única vez, no sentido jusante-

montante, sem redes de contenção nos limites dos trechos. Os organismos coletados foram fixados por 48h em formalina 4% e posteriormente transferidos para álcool 70%. Os espécimes coletados foram depositados na coleção do Laboratório de Ictiologia do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP de São José do Rio Preto (DZSJRP) (DZSJRP 13651-15339) e na coleção ictiológica do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). A confirmação taxonômica foi realizada pelo Prof. Dr. Francisco Langeani Neto (UNESP/SJRP) e pelo Dr. Osvaldo Takeshi Oyakawa (MZUSP).

3.4. *Características morfológicas dos peixes*

Foram tomadas 11 medidas de características morfológicas de 10 indivíduos adultos e com tamanho semelhante por espécie (Tabela 4 e Figura 3). As medidas foram tomadas ponto-a-ponto e sempre do mesmo lado. As dimensões das nadadeiras e formato corpóreo são características reconhecidamente relacionadas com a capacidade natatória dos peixes (Gatz, 1979; Webb, 1984; Winemiller, 1991; McGill et al., 2006). Para controlar o efeito do tamanho do corpo, as medidas morfométricas foram relativizadas pelo comprimento padrão (Wikramanayake, 1992; Casatti & Castro, 2006). Para tomada das medidas foi utilizado um paquímetro digital (Digimess 150mm/6" 0,01mm). Como os Gymnotiformes não possuem várias características morfológicas, resolvemos realizar as análises sem este grupo taxonômico.

Tabela 4. Características morfológicas funcionais, códigos usados nas análises e definições (Gatz, 1979; Webb, 1984; Winemiller, 1991).

Característica	Código	Descrição
Altura do corpo	A_CORP	Distância máxima da linha vertical que passa na maior altura do corpo (origem da nadadeira dorsal).
Largura do corpo	L_CORP	Distância máxima de um lado para o outro do corpo (maior largura do corpo).
Comprimento do pedúnculo caudal	C_PEDU	Distância da margem proximal posterior da nadadeira anal à margem caudal da vértebra final.
Altura do pedúnculo caudal	A_PEDU	Distância máxima entre o dorso e o ventre do pedúnculo caudal.
Largura do pedúnculo caudal	L_PEDU	Largura horizontal do pedúnculo caudal na metade de seu comprimento.
Comprimento da nadadeira dorsal	C_DORS	Distância da margem proximal à margem proximal posterior da nadadeira dorsal.
Altura da nadadeira dorsal	A_DORS	Distância máxima da margem proximal à distal da nadadeira dorsal.
Comprimento da nadadeira anal	C_ANAL	Distância da margem proximal anterior para à margem posterior distal da nadadeira anal.
Altura da nadadeira anal	A_ANAL	Distância máxima da margem proximal à distal da nadadeira anal.
Altura da nadadeira caudal.	A_CAUD	Distância máxima vertical entre as pontas das extremidades da nadadeira caudal.
Comprimento da nadadeira caudal	C_CAUD	Distância máxima da margem proximal à distal da nadadeira caudal.

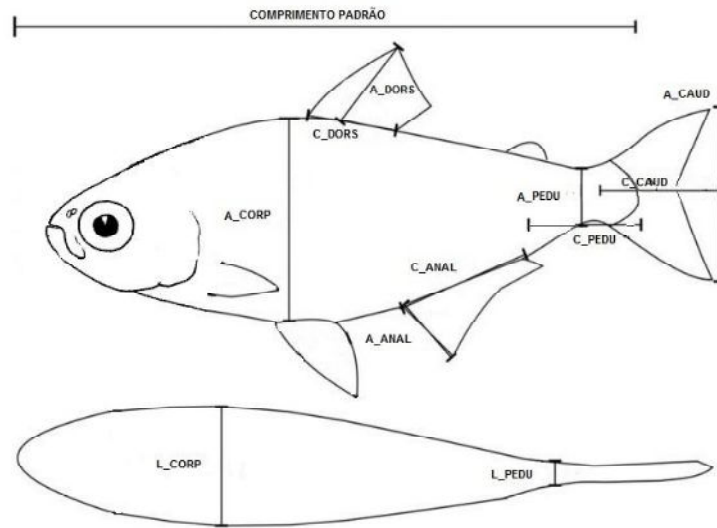


Figura 3. Ilustração das onze métricas morfológicas tomadas dos peixes de riachos do Parque Estadual do Jurupará.

3.5. Análise de dados

Uma análise RLQ (Dolédec et al., 1996) foi usada para relacionar as características funcionais ligadas à capacidade de natação das espécies de peixes com as variáveis ambientais. Esta técnica de ordenação trabalha com 3 matrizes: matriz R que contém características ambientais de cada trecho de riacho; matriz L com a abundância das espécies por trecho; e matriz Q que contém as características funcionais.

Inicialmente, a matriz de abundância das espécies (L) foi ordenada por uma análise de correspondência (CA). Nesta análise, as espécies que ocorreram apenas uma vez (28% da riqueza) foram excluídas para reduzir o efeito de táxons raros (Legendre & Legendre, 2012). A CA é uma técnica de análise multivariada adequada para dados categóricos que permite analisar graficamente as relações existentes, pois reduz a dimensionalidade do conjunto de dados. Tal técnica é aplicada a tabelas de contingência com o objetivo de verificar o grau de associação global entre suas linhas (trechos de riachos) e as colunas (espécies), indicando como as variáveis estão relacionadas com os trechos de coleta. Este método tem como base a decomposição do valor singular de uma matriz retangular (tabela de contingência adaptada) e é utilizado para representar graficamente as linhas e as colunas desta tabela como pontos em espaços vetoriais de pequena dimensão. Com os gráficos produzidos podemos avaliar

visualmente se as variáveis de interesse se afastam do pressuposto de independência, sugerindo possíveis associações e ainda perceber como se dá esta associação. Os níveis das variáveis de linha e de coluna assumem posições nos gráficos de acordo com a associação entre elas (Greenacre, 2007; Manly, 2008).

Em seguida, investigamos as relações entre as unidades amostrais e as variáveis ambientais (matriz R), utilizando uma análise de componentes principais (PCA) com os dados transformados (log10) das variáveis ambientais juntamente com pesos (escores) provenientes da CA, desta forma, ligando as matrizes R e L. A análise de componentes principais é um dos métodos multivariados mais simples. O objetivo da análise é tomar p variáveis X_1, X_2, \dots, X_p e encontrar combinações destas para produzir eixos Z_1, Z_2, \dots, Z_p que sejam não correlacionados na ordem de sua importância e que descrevam a variação nos dados. Este método é comumente utilizado para reduzir a dimensionalidade dos conjuntos de dados (Manly, 2008).

Na terceira etapa da análise foi aplicada outra análise de componentes principais (PCA), porém, com as características funcionais das espécies (matriz Q) usando os pesos (escores) da CA. A análise RLQ combina estas três análises e maximiza a co-variância entre as variáveis ambientais e as características funcionais das espécies. Os escores das unidades amostrais da CA restringe os escores das unidades amostrais da matriz R e os escores das espécies na matriz Q. Dentro destas restrições, um análise de co-inércia, seleciona os eixos que maximizam a co-variância entre as matrizes R e Q (Dolédec et al., 1996; Shieh et al., 2012). Para realização das PCAs foram utilizadas as matrizes de correlação e dados padronizados. A significância da relação entre a matriz de variáveis ambientais e de características morfológicas funcionais foi investigada utilizando-se um teste de permutação de Monte Carlo com 999 permutações (Dolédec et al., 1996).

Para testar a significância da correlação de cada característica funcional com cada variável ambiental, foi realizado um teste de permutação com o coeficiente de Pearson (999 permutações) de acordo com o modelo nulo 2, da análise do Quarto-quadrante (Dray & Legendre, 2008). As análises foram realizadas utilizando o pacote ade4 (Chessel & Dufour, 2004; Dray & Dufour, 2007; Dray et al., 2007; Chessel et al., 2011) para o software R versão 3.0.1 (R Core Team, 2013).

4. RESULTADOS

No total foram capturados 1716 indivíduos representando 29 espécies distribuídas em 24 gêneros, 11 famílias e 6 ordens (Tabela 5). O grupo de riachos classificados como Alto, apresentou 15 espécies, 12 gêneros e 9 famílias, com predomínio da família Characidae (5 espécies) e a espécie mais abundante foi *Astyanax* sp1. (137 indivíduos). As assembleias observadas nos riachos classificados com altitude média apresentaram um maior número de espécies (19) sendo estas distribuídas em 17 gêneros e 10 famílias, com predomínio de Loricariidae (6 espécies). A espécie mais abundante foi *Deuterodon iguape* (332 indivíduos). Nos riachos mais baixos foram contabilizadas 14 espécies organizadas em 12 gêneros e 9 famílias. Assim como os riachos mais altos, os riachos mais baixos apresentaram predomínio da família Characidae (5 espécies) e a espécie mais abundante foi *Bryconamericus mycrocephalus* (166 indivíduos). Duas das espécies capturadas não são nativas do bioma Mata Atlântica, *Cichla kelberi* oriunda da bacia amazônica e *Misgurnus anguillicaudatus* de origem asiática.

Tabela 5. Distribuição das espécies de peixes capturadas neste estudo, Riqueza e abundâncias das espécies por classe de altitude e abundância total de indivíduos por classe de altitude: Alto (A), Médio (M) e Baixo (B).

Ordem/Família	Espécie/Autor	Abrev.	A	M	B
CHARACIFORMES					
Characidae	<i>Astyanax ribeirae</i> Eigenmann, 1911	Arib	1		4
	<i>Astyanax</i> sp.1	Asp1	137		
	<i>Astyanax</i> sp.2	Asp2		1	2
	<i>Bryconamericus microcephalus</i> (Ribeiro, 1908)	Bmyc	1		166
	<i>Deuterodon iguape</i> Eigenmann, 1907	Digu		332	4
	<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	Hani	3	11	
	<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	Opar	1		
	<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	Parg			10
	<i>Characidium pterostictum</i> Gomes, 1947	Cpte	4	220	113
	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Hmal	1		
CYPRINIFORMES					
Cobitidae	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor, 1842)	Mang		1	
CYPRINODONTIFORMES					
Poeciliidae	<i>Phalloceros</i> sp.	Psp.	100	51	16
GYMNOTIFORMES					
Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Gcar	1	1	
	<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	Gpan		87	30
PERCIFORMES					
Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006	Ckel			17
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Gbra	16	7	
SILURIFORMES					
Callichthyidae	<i>Scleromystax barbatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Sbar			23
	<i>Harttia kronei</i> Miranda-Ribeiro, 1908	Hkro		4	
Loricariidae	<i>Hisonotus</i> sp.	Hsp.	6		
	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	Hanc	38	1	
	<i>Isbrueckerichthys epakmos</i> Pereira & Oyakawa, 2003	Iepa	52	92	50
	<i>Neoplecostomus ribeirensis</i> Langeani, 1990	Nrib		7	
	<i>Neoplecostomus yapo</i> Langeani, 2008	Nyap		1	
	<i>Pseudotocinclus juquiai</i> Takako, Oliveira & Oyakawa, 2005	Pjuq		1	
	<i>Pimelodella transitoria</i> (Ribeiro, 1907)	Ptra		44	8
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Rque	6	10	
	<i>Ituglanis proops</i> (Miranda-Ribeiro, 1908)	Ipro	7		
	<i>Trichomycterus zonatus</i> (Eigenmann, 1918)	Tzon		4	7
Heptapteridae	<i>Trichomycterus</i> sp.	Tsp.		14	3
<hr/>					
RIQUEZA	Riqueza de espécies por classe de altitude		15	19	14
Abundância	Abundância total		374	889	453

É possível identificar um gradiente altitudinal na ordenação dos trechos de coleta usando os dados de abundância ao longo do eixo 1 da CA que sugere a formação de duas assembleias distintas, uma composta pelos trechos baixos e outra pelos trechos médios e altos (Figura 4). As espécies que mais contribuíram para este gradiente foram *Astyanax* sp.2 e *Hypostomus ancistroides* com escores negativos e *Piabina argentea* e *Astyanax ribeirae* com escores positivos.

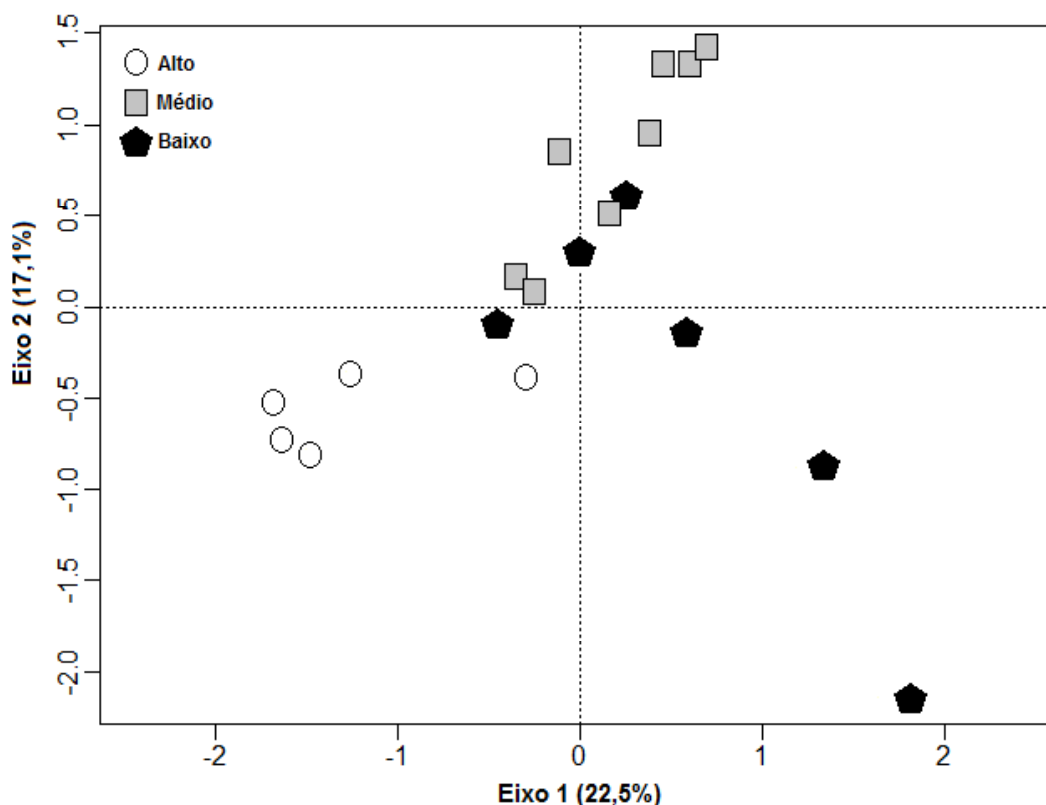


Figura 4. Representação gráfica da ordenação dos trechos de rios à partir da aplicação da análise de correspondência.

O eixo 1 da análise de componentes principais (PCA) aplicada para as variáveis ambientais aponta a existência de gradiente em termos de altitude e distância da fonte de espécies (rio de 6ª ordem) que pode ser interpretado em escala regional. Por outro lado, podemos assumir que o eixo 2 explica variações em termos de atributos ambientais relativos ao canal e reflete um ordenamento em escala local de acordo com o tamanho do substrato dos trechos (Figura 5 e Tabela 6).

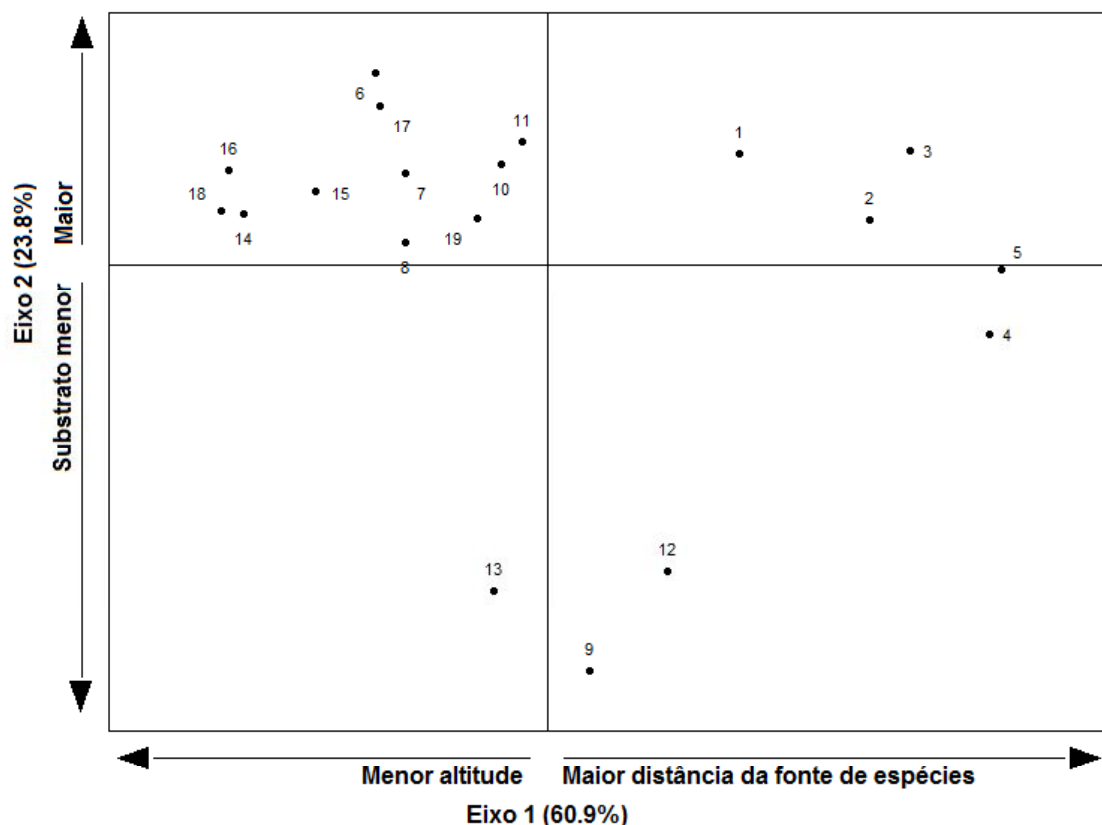


Figura 5. Representação gráfica da ordenação dos trechos de riachos à partir da análise de componentes principais utilizando as variáveis ambientais.

Tabela 6. Coeficientes de correlação das variáveis ambientais com os eixos da PCA.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Alt	0.511	-0.010
Dist6	0.612	0.046
Prof	0.418	-0.066
Subst	0.010	0.435

A análise de componentes principais (PCA) realizada com as características morfológicas relativas à capacidade de natação permitiu a ordenação das espécies à partir das dimensões das nadadeiras caudal e anal e do pedúnculo caudal (Figura 6). No eixo 1 as espécies estão ordenadas exclusivamente em função do comprimento da nadadeira caudal e do comprimento e altura do pedúnculo caudal, o segundo eixo ordenou as espécies exclusivamente em função da largura do corpo e altura e comprimento da nadadeira anal (Tabela 7).

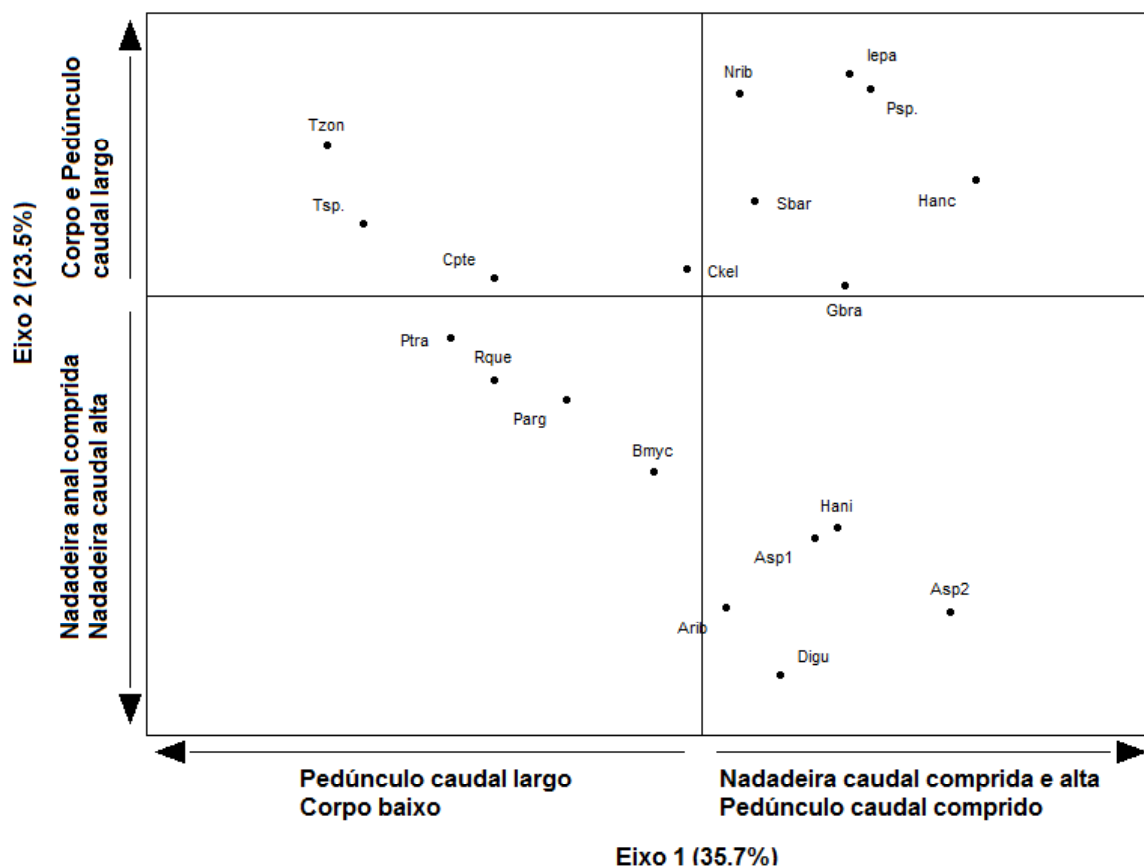


Figura 6. Representação gráfica da ordenação das espécies à partir da análise de componentes principais utilizando as variáveis funcionais.

Tabela 7. Coeficientes de correlação das características funcionais com os eixos da PCA.

Características funcionais	Eixo 1	Eixo 2
A_CORP	0.276	-0.132
L_CORP	0.251	0.163
C_PEDU	0.274	0.094
A_PEDU	0.265	-0.041
L_PEDU	0.353	0.176
C_DORS	0.189	0.118
A_DORS	0.132	-0.042
C_ANAL	0.110	-0.163
A_ANAL	0.037	0.138
A_CAUD	0.365	-0.221
C_CAUD	0.448	0.010

Os dois primeiros eixos da análise RLQ explicaram 97,8% da variação total na matriz que relaciona as características ambientais dos trechos com as características morfológicas das espécies de peixes (Figura 7). O valor de coincidência das características ambientais dos trechos

de riachos e as características morfológicas funcionais das espécies foi significativo e maior que o esperado ao acaso ($C_{esperado} = 0.40$, $C_{observado} = 1.03$, $p = 0.01$).

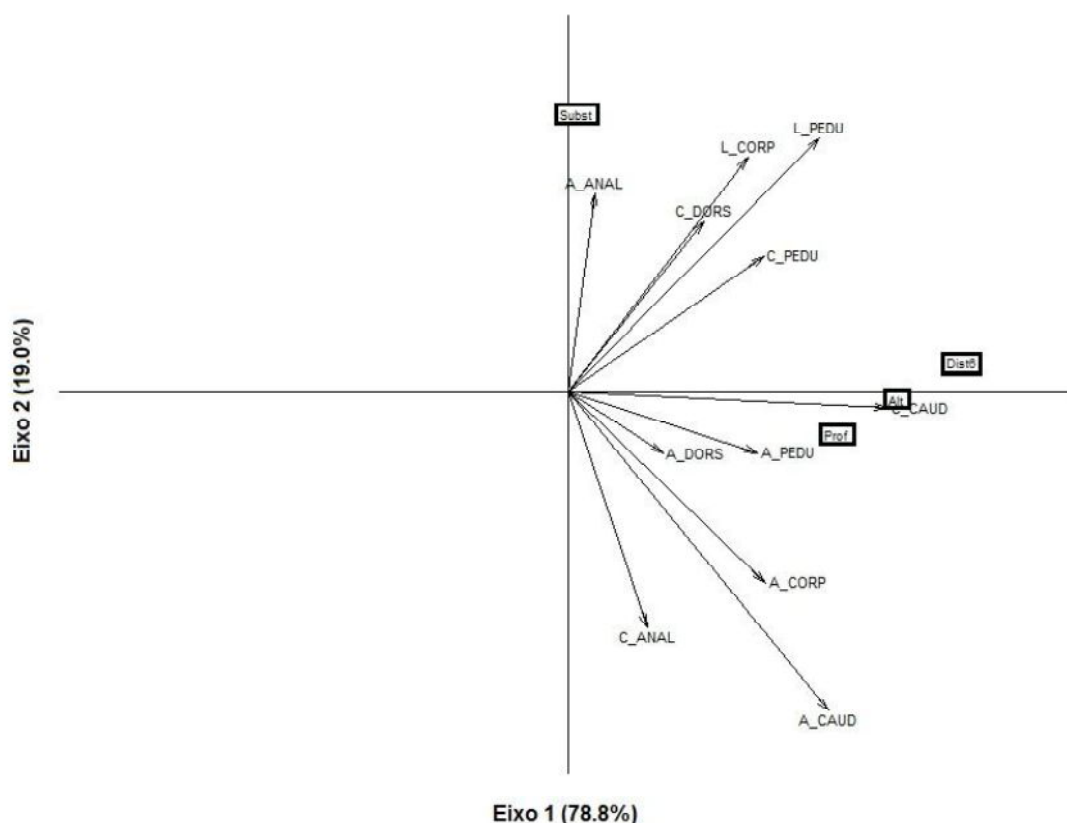


Figura 7. Representação gráfica da análise RLQ.

O primeiro eixo da RLQ pode ser interpretado como refletindo as mudanças relacionadas à posição dos trechos na rede de drenagem identificadas por variações na altitude e distância da fonte de espécies. As características morfológicas comprimento da nadadeira caudal (C_CAUD), comprimento (C_PEDU) e altura (A_PEDU) do pedúnculo estão positiva e exclusivamente correlacionadas com altitude e distância da fonte de espécies (Figura 7 e Quadro 1). As espécies que possuem nadadeira caudal comprida associada a pedúnculo caudal longo e alto tiveram 81% de suas abundâncias nos trechos mais elevados (médio e alto), as que possuem nadadeira caudal curta e pedúnculo baixo e curto tiveram 100% de suas abundâncias registradas nos trechos baixos. O segundo eixo reflete mudanças em escala local relativas às características do habitat e as características morfológicas exclusivamente correlacionadas com percentual de substrato grande foram largura do corpo (L_CORP), altura da nadadeira anal (A_ANAL) e comprimento da nadadeira anal (C_ANAL) (Figura 7 e

Quadro 1). As espécies com corpo largo e nadadeira anal alta e curta representaram 73% da abundância total dos trechos 9, 12 e 13 caracterizados pelo baixo percentual de substrato grande (Figura 5).

Quadro 1. Valor de p das correlações entre características morfológicas (linhas) e variáveis ambientais (colunas). As células brancas indicam ausência de correlação, cinzas indicam correlação negativa e pretas indicam correlação positiva.

	Alt	Dist6	Prof	Subst
A_CORP	0.016	0.015		0.048
L_CORP		0.047		0.035
C_PEDU	0.034	0.010		
A_PEDU	0.020	0.015		
L_PEDU	0.036	0.006		0.040
C_DORS	0.024	0.017		0.041
A_DORS			0.020	
C_ANAL				0.024
A_ANAL				0.021
A_CAUD	0.009	0.010	0.009	0.002
C_CAUD	0.021	0.002	0.009	

5. DISCUSSÃO

A avaliação das características funcionais relativas à capacidade de natação das espécies de peixes e suas relações com o ambiente permitiu identificar que o gradiente altitudinal foi o principal fator responsável pelo padrão de ocorrência das espécies observadas, com formação de duas assembleias distintas (baixo e médio-alto). Neste sentido, podemos afirmar que existem evidências de que filtros ambientais na escala regional (geomorfológicos), tais como, altitude e distância da fonte de espécies são correlacionados com a composição das assembleias e morfologia dos peixes das regiões de cabeceira das bacias hidrográficas da Mata Atlântica. De forma geral, a fauna de peixes capturada na região de cabeceira do alto Rio Juquiá-Guaçu aponta que a composição destas espécies segue o padrão descrito para os rios neotropicais com a predominância de Characiformes e Siluriformes (Buckup et al., 2007). As assembleias são compostas por espécies típicas de riachos de cabeceira caracterizadas por seu pequeno porte (menos de 15cm de comprimento),

apresentam elevado grau de endemismo, distribuição geográfica restrita e elevada diversidade morfológica (Castro, 1999; Casatti et al., 2001; Oyakawa et al., 2006; Cassati & Castro, 2006).

A teoria de “Filtros de Paisagens” (Poff, 1997) afirma que assembleias locais resultam de um conjunto de filtros hierárquicos atuando em diferentes escalas espaciais, tal como de bacias hidrográficas à microhabitats em riachos. Nesta teoria a abundância de uma espécie em determinada assembleia depende do seu conjunto de características dado que apenas as características adaptadas permitem a espécie transpor os filtros ambientais (Tonn et al., 1990; Keddy, 1992; Poff, 1997). Isto ficou evidente ao verificarmos o aumento da representatividade de espécies com nadadeira caudal comprida associada a pedúnculo caudal comprido e alto nas assembleias dos trechos médio-alto. O primeiro eixo da ordenação RLQ contabilizou grande parte da variância total explicada indicando forte gradiente ambiental longitudinal que pode ser considerado em escala regional, estruturador das assembleias de peixes. Dentre as variáveis ambientais mensuradas as que melhor justificam o gradiente observado foram altitude e distância do trecho amostral até o riacho de sexta ordem mais próximo, que é o rio Juquiá-Guaçu, por nós considerado fonte de espécies. Embora o atributo ambiental mensurado e relacionado com estas características tenha sido a altitude, acreditamos que esta variável seja uma função de filtros ambientais, tais como barreiras verticais e trechos com declives acentuados com elevada velocidade da correnteza. Neste sentido, a identificação e quantificação destas barreiras representam um importante avanço, na compreensão da estruturação de assembleias de peixes em regiões de cabeceira de bacias hidrográficas.

As características comprimento da nadadeira caudal e comprimento e altura do pedúnculo caudal estiveram positiva e exclusivamente relacionadas com trechos mais altos e distantes da fonte de espécies. As espécies com nadadeira caudal comprida associada a pedúnculo caudal comprido e alto (Ex.: *Astyanax* sp.1 e *Hypostomous ancistroides*) foram abundantes nos trechos mais elevados. Estes resultados estão de acordo com Webb (1984) que atribuiu estas características morfológicas à espécies de peixes com elevada capacidade de natação. Da mesma forma, todas as espécies com nadadeira caudal curta associada a pedúnculo caudal curto e baixo (Ex.: *Bryconamericus mycrocephalus* e *Piabina argentea*) foram capturadas nos trechos mais baixos e estas representaram grande parte da abundância (68%) destas assembleias.

O desempenho de natação é reconhecido como sendo uma das principais características que determinam a aptidão de muitos organismos aquáticos (Plaut, 2001). A capacidade de natação está diretamente relacionada à captura de alimento, ocupação de habitat e reprodução (Webb, 1994). Por exemplo, diferenças no desempenho locomotor entre espécies de peixes, particularmente em sua capacidade de escalar barreiras verticais, afetam fortemente a diversidade de peixes encontrada ao longo do gradiente longitudinal de um riacho (Schoenfuss & Blob, 2007). O efeito das dimensões da nadadeira caudal e do pedúnculo caudal na capacidade de locomoção das espécies está muito relacionado com a ocorrência de espécies da família Characidae. As espécies desta família apresentaram elevados valores para as características comprimento da nadadeira caudal e comprimento e altura do pedúnculo caudal (*Astyanax ribeirae*, *Astyanax* sp.1, *Astyanax* sp.2, *Hyphessobrycon anisitsi* e *Deuterodon iguape*) e tiveram maior abundância nos trechos com elevação média e alta. Por outro lado, as espécies da mesma família que apresentaram baixos valores para estas características (*Bryconamericus mycrocephalus* e *Piabina argentea*) foram capturados apenas nos trechos baixos.

Observamos que outras características como largura do corpo e comprimento e altura da nadadeira anal estão exclusivamente correlacionadas com o tamanho do substrato dos trechos, que pode ser considerado um efeito de escala local. A teoria do “Modelo de Habitat” (Southwood, 1977) afirma que a variação espaço-temporal do habitat seleciona as características das espécies. Sendo assim, um ambiente local com as mesmas características, selecionaria espécies com uma gama de características similares. Esta situação também pôde ser evidenciada quando verificamos que os trechos com menor percentual de substrato grande apresentaram maior abundância de espécies da família Characidae. Estas espécies são reconhecidamente usuárias da coluna d’água, portanto menos dependentes do tipo de substrato (Watson & Balon, 1984; Oyakawa et al., 2006). Espécies com corpo largo associadas à nadadeira anal curta e alta (Ex.: *Isbrueckerichthys epakmos*, *Hypostomus ancistroides* e *Tricomyscus zonatus*) foram capturadas em trechos de riachos com maior percentual de substrato grande. Esta associação também faz sentido, pois muitos estudos relacionam estas características à espécies mais dependentes do substrato como cascudos e bagres (Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991; Casatti & Castro, 2006; Oyakawa et al., 2006).

Características morfológicas como altura da nadadeira caudal, comprimento da nadadeira dorsal, largura do pedúnculo caudal e altura do corpo foram significativas na estruturação das assembleias em ambas escalas regional e local. Assim, entendemos que estas

características estariam sob pressão seletiva de forças locais, tais como interação das espécies e filtros ambientais e regionais, como geomorfologia da bacia hidrográfica. Estes resultados estão de acordo com Swan & Brown (2011) que avaliaram as forças locais e regionais que conduziram a formação das assembleias de macroinvertebrados aquáticos. De maneira semelhante, outros estudos também destacaram que as características funcionais das espécies respondem a gradientes ambientais formando assembleias distintas ao longo de gradientes (Ribera et al., 2001; Vallet et al., 2010; Casatti et al., 2012; Pease et al., 2012).

A partir de uma perspectiva funcional podemos classificar as espécies em grupos com ou sem afinidades filogenéticas que compartilham traços funcionais similares e que respondem de maneira semelhante às condições ambientais (Lavorel et al., 1997). Este tipo de classificação torna possível a comparação de assembleias formadas por diferentes conjuntos de espécies e relaciona as espécies direta ou indiretamente com o funcionamento do ecossistema (Lavorel & Garnier, 2002; Lamouroux et al., 2004; Melville et al., 2006; Hoeinghaus et al., 2007).

Em escala regional o padrão de ocorrência das espécies com características similares de nadadeira caudal e pedúnculo caudal ao longo do gradiente de altitude sugere a classificação em dois grupos funcionais, um formado por espécies com “baixo desempenho de natação” (Ex.: *Trichomycterus zonatus* e *Pimelodella transitoria*) e outro por espécies com “alto desempenho de natação” (Ex.: *Hypostomus ancistroides* e *Astyanax* sp.2). As espécies que compõe o segundo grupo poderiam ter suas populações impactadas pela fragmentação da drenagem, causadas por exemplo por PCHs, que promoveriam o isolamento das assembleias formadas por espécies com maior capacidade de se movimentar. As espécies deste grupo ocorrem por toda a área de estudo, porém, os resultados apontaram que a ocorrência destas foi maior nos locais mais distantes da fonte (rio de sexta ordem). Portanto, a falta de conectividade poderia impedir a entrada de novos indivíduos nas populações que fazem parte das assembleias que ocorrem em locais mais altos ocasionando a diminuição no tamanho destas populações, tornando-as vulneráveis à extinção local.

Da mesma forma, em escala local podemos classificar as espécies em grupos “dependentes do substrato” (Ex.: *Isbrueckerichthys epakmos* e *Neoplecostomus ribeirensis*) e “não dependentes do substrato” (Ex.: *Astyanax ribeirae* e *Deuterodon iguape*), porém as características que sugerem este agrupamento são relacionadas com largura do corpo e dimensões da nadadeira anal (Casatti et al., 2012). Neste caso, o primeiro grupo seria mais afetado em trechos impactados por assoreamentos causados, por exemplo, por perda da mata

ciliar, que podem contribuir com o assoreamento tornando o ambiente impróprio para a ocorrência destas espécies.

6. REFERÊNCIAS

- BARLETTA, M. et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **J. Fish Biol.**, London, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, 2010.
- BELYEA, L. R.; LANCASTER, J. Assembly rules within a contingent ecology. **Oikos**, Buenos Aires, v. 86, p. 402-416, 1999.
- BLAUM, N. et al. How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: towards an animal functional type approach. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 20, p. 2333-2345, 2011.
- BOOTH, B. D.; LARSON, D. W. Impact of language, history, and choice of system on the study of assembly rules. In: **ECOLOGICAL assembly rules: perspectives, advances, retreats**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. p. 206-229.
- BOOTH, B. D.; SWANTON, C. J. Assembly theory applied to weed communities. **Weed Science**, Champaign, v. 50, p. 2-13, 2002.
- BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007.
- CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the Rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotrop. Ichthyol.**, Porto Alegre, v. 4, n. 2, p. 203-214, 2006.
- CASATTI, L. et al. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotrop. Ichthyol.**, Porto Alegre, v. 10, n. 1, p. 205-214, 2012.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-15, 2001.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 632, p. 273-283, 2009.
- CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: **ECOLOGIA de Peixes de Riachos: estado atual e perspectivas**. Rio de Janeiro: Oecologia Brasiliensis, 1999. p. 139-155.

- CETRA, M.; PETRERE Jr., M. Fish assemblage structure of the Corumbataí River Basin, São Paulo State, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 66, n. 2A, p. 431-439, 2006.
- CETRA, M.; SARMENTO-SOARES, L. M.; MARTINS-PINHEIRO, R. F. Peixes de riachos e novas Unidades de Conservação no sul da Bahia. **Pan-Am. J. Aquat. Sci.**, [S.l.], v. 5, p. 11-21, 2010.
- CHASE, J. M. Strong and weak trophic cascades along a productivity gradient. **Oikos**, Buenos Aires, v. 101, p. 187-195. 2003.
- CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, Palo Alto, v. 31, p. 343-366, 2000.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. **J. appl. Ecol.**, Oxford, v. 35, p. 523-531, 1998.
- CLEMENTS, F. E. **Plant Succession**. Washington: Carnegie Institution, 1916. (Publication 242).
- DIAMOND, J. M. Assembly of species communities. In: **Ecology and evolution of communities**. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA. 1975. p. 342-444.
- DOLÉDEC, S. et al. Matching species traits to environmental variables: A new three-table ordination methods. **Environmental Ecological Statistics.**, [S.l.], v. 3, p. 143-166, 1996.
- DRAY, S.; LEGENDRE, P. Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited. **Ecology**, [S.l.], v. 89, p. 3400-3412, 2008.
- GLEASON, H. A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club.**, [S.l.], v. 53, p. 7-26. 1926.
- GÖTZENBERGER, L. et al. Ecological assembly rules in plant communities - approaches, patterns and prospects. **Biol. Reviews**, [S.l.], v. 87, p. 111-127. 2011.
- HERCULIANI, S. et al. Análise das atividades de educação ambiental realizadas no Parque Estadual do Jurupará, SP, Brasil. **IF Sér. Reg.**, [S.l.], v. 41 p. 1-17, 2010.
- HOEINGHAUS, D. J.; DAVIS III, S. E. Size-based trophic shifts of salt-marsh dwelling blue crabs elucidated by dual stable C and N isotope analyses. **Mar. Ecol. Prog. Series**, Amelinghausen, v. 334, p. 199-204, 2007.
- HUGUENY, B.; OBERDORFF, T.; TEDESCCO, P. A. Community ecology of river fishes: a large-scale perspective. In: **COMMUNITY ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques**. Bethesda: American Fisheries Society, 2010. (Symposium 73). p. 1 – 34. 2010.
- IBAÑEZ, C. et al. Dietary-morphological relationships in fish assemblages of small forested streams in the Bolivian Amazon. **Aquat. Liv. Resources**, Montrouge, v. 20, p. 131-142, 2007.

- KEDDY, P. A. Assembly and response rules: Two goals for predictive community ecology. **J. veg. sci.**, Knivsta, v. 3, p. 157-163, 1992.
- LAMOUREUX, N.; DOLÉDEC, S.; GAYRAUD, S. Biological traits of stream macroinvertebrate assemblages: effect of microhabitat, reach and basin filters. **J. Nort. Am. Benth. Soc.**, [S.l.], v. 23, p. 449-466, 2004.
- LAVOREL, S.; GARNIER, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. **Functional Ecology**, Oxford, v. 16, p. 545-556, 2002.
- LAVOREL, S. et al. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. **Trend. Ecol. Evol.**, Amsterdam, v. 12, p. 474-478, 1997.
- LAWTON, J. H. What do species do in ecosystems? **Oikos**, Buenos Aires, v. 71, p. 367-74. 1994.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3rd. ed. [S.l.]: Elsevier, 2012. p. 1006.
- LEGENDRE, P.; GALZIN, R.; HARMELIN-VIVIEN, M. L. Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. **Ecology**, [S.l.], v. 78, p. 547-562. 1997.
- LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology**, [S.l.], v. 7, p. 601-613, 2004.
- LOGEZ, M. et al. A continental-scale analysis of fish assemblage functional structure in European rivers. **Ecography**, Copenhagen, v. 36, n. 1, p. 80-91, 2013.
- MACARTHUR, R. H. **Geographical ecology**. New York: Harper & Row, 1972.
- MANLY, B. J. F. **Métodos estatísticos multivariados**: uma introdução. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2008.
- MAZZONI, R.; IGLESIAS-RIOS, R. Movement patterns of stream-dwelling fishes from Mata Atlântica, Southeast Brazil. **Rev. Biol. Trop.**, [S.l.], v. 60, n. 4, p. 37-46, 2012.
- MELVILLE, J.; HARMON, J. L.; LOSOS, J. B. Intercontinental community convergence of ecology and morphology in desert lizards. **Proc. R. Soc. B.**, [S.l.], p. 557-563. 2006.
- MENEZES, N. A. et al. **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 da Universidade de São Paulo, 2007. v.1.
- MESQUITA, N.; COELHO, M. M.; FILOMENA, M. M. Spatial variation in fish assemblages across small Mediterranean drainages: effects of habitat and landscape context. **Environ. Biol. Fish.**, Dordrecht, v. 77, n. 2, p. 105-12, 2006.
- MCGILL, B. J. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends Ecol. Evol.**, Amsterdam, v. 21, p. 178-185, 2006.
- MORIN, P. J. **Community Ecology**, 2nd ed. Oxford: Wiley-Blackwell, 2011.

- OLDEN, J. D. et al. Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. **Diversity and Distributions.**, Oxford, v. 16, p. 496-513, 2010.
- OYAKAWA, O. T. et al. **Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape.** São Paulo: Editora Neotrópica, 2006. p. 201
- OYAKAWA, O. T.; MENEZES, N. A. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica.**, Campinas, v. 11, p. 000-000, 2011.
- PAVOINE, S.; BONSALE, M. B. Measuring biodiversity to explain community assembly: A unified approach. **Biological Reviews.**, [S.l.], v. 86, p. 792-812, 2011.
- PAESE, A. A. et al. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 57, p. 1060-1075. 2012.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness, and community composition. **Ecol. Letters**, Oxford, v. 5, p. 402-411, 2002.
- PETCHEY, O. L. et al. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. **J. Anim. Ecol.**, Oxford, v. 76, p. 977-985, 2007.
- PETERS, R. H. **A critique for ecology.** Cambridge: Cambridge University Press, 1991.
- PLAUT, I. Critical swimming speed: its ecological relevance. **Comp. Biochem. Physiol.**, [S.l.], v. 131, p. 41-50, 2001.
- POFF, N. L. Landscape filters and species traits: toward mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, [S.l.], v. 16, p. 391-409, 1997.
- POFF, N. L. et al. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, [S.l.], v. 25, p. 730-755, 2006.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing.** Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2008.
- REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS-JR, C. J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America.** Porto Alegre: Edipucrs, 2003.
- RIBERA, I.; BARRACLOUGH, T. G.; VOGLER, A. P. The effect of habitat type on speciation rates and range movements in aquatic beetles: inferences from species-level phylogenies. **Molec. Ecol.**, Oxford, v. 10, p. 721-735, 2001.
- SAFI, K. et al. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. **Philo. Trans. Roy. Soc. London B**, London, v. 366, p. 2536-2544, 2011.
- SCHLOSSER, I. J. A conceptual framework for fish communities in small warm water streams. In: **COMMUNITY and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes.** Norman: University of Oklahoma Press, 1987. p. 17-24.

SCHOENFUSS, H. L.; BLOB R. W. The importance of functional morphology for fishery conservation and management: applications to Hawaiian amphidromous fishes. **Bish. Mus. Bul. Cult. Environ. Stud.**, [S.l.], v. 3, p. 125-141, 2007.

SHIEH, S.; WANG, L.; HSIAO, W. Shifts in Functional Traits of Aquatic Insects along a Subtropical Stream in Taiwan. **Zoological Studies.**, Taipei, v. 51, n. 7, p. 1051-1065. 2012.

SIMBERLOFF, D. Community ecology: is it time to move on? **The American Naturalist.**, Chicago, v. 163, p. 787-799, 2004.

SOUTHWOOD, T. R. E. Habitat, the templet for ecological strategies? **J. Anim. Ecol.**, Oxford, v. 46, p. 337-65, 1977.

SWAN, C. M.; BROWN, B. L. Advancing theory of community assembly in spatially structured environments: local vs regional processes in river networks. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, [S.l.], v. 30, n. 1, p. 232-234, 2011.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forestcover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish.**, Copenhagen, v. 21, n. 3, p. 433-442, 2012.

TESHIMA, F. A. **Ecologia das assembleias de peixes do Parque Estadual do Jurupará (PEJU, SP)** 2013. 69 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba 2013.

TONN, W. M. et al. Intercontinental comparison of small lake fish assemblages: the balance between local and regional process. **Am. Nat.**, Chicago, v. 136, p. 345-375, 1990.

TOWNSEND C. R.; HILDREW A. G. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. **Freshwater Biology.**, Oxford, v. 31, p. 265-275, 1994.

VALLET, J. et al. Using biological traits to assess how urbanization filters plant species of small woodlands. **Appli. Veget. Sci.**, [S.l.], v. 13, n. 4, p. 412-424, 2010.

VANNOTE R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian. J. Fish. Aqua. Sci.**, Ottawa, v. 37, p. 130-137, 1980.

WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fishtaxocenes in rainforest streams of northern Borneo. **J. Fish Biol.**, London, v. 25, p. 371-384, 1984.

WEBB, P. W. Exercise performance of fish. Comparative Vertebrate Exercise Physiology: Phyletic Adaptations. **Adv. Vet. Sci. Comp. Med.**, San Diego, v. 38, p. 1-49, 1994.

WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K. O.; COWX, G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. **River Res. Applic.**, Chichester, v. 22, p. 377-396, 2006.

WEIHER E. et al. Advances, challenges, and a developing synthesis of ecological community assembly theory. **Phil. Trans. R. Soc.**, [S.l.], v. 366(B), p. 2403-2413, 2011.

WEIHER, E.; KEDDY, P. A. **Ecological assembly rules**: perspectives, advances, retreats. Cambridge: Cambridge University Press, 1999.

WIENS, J. A. et al. Overview: the importance of spatial and temporal scale in ecological investigations. In: **COMMUNITY Ecology**. New York: Harper & Row, 1986. p. 145-153.

WILSON, S. D. **Heterogeneity, diversity and scale in plant communities**: ecological consequences of habitat heterogeneity. Oxford: Blackwell Science, 2000. p. 53-69.

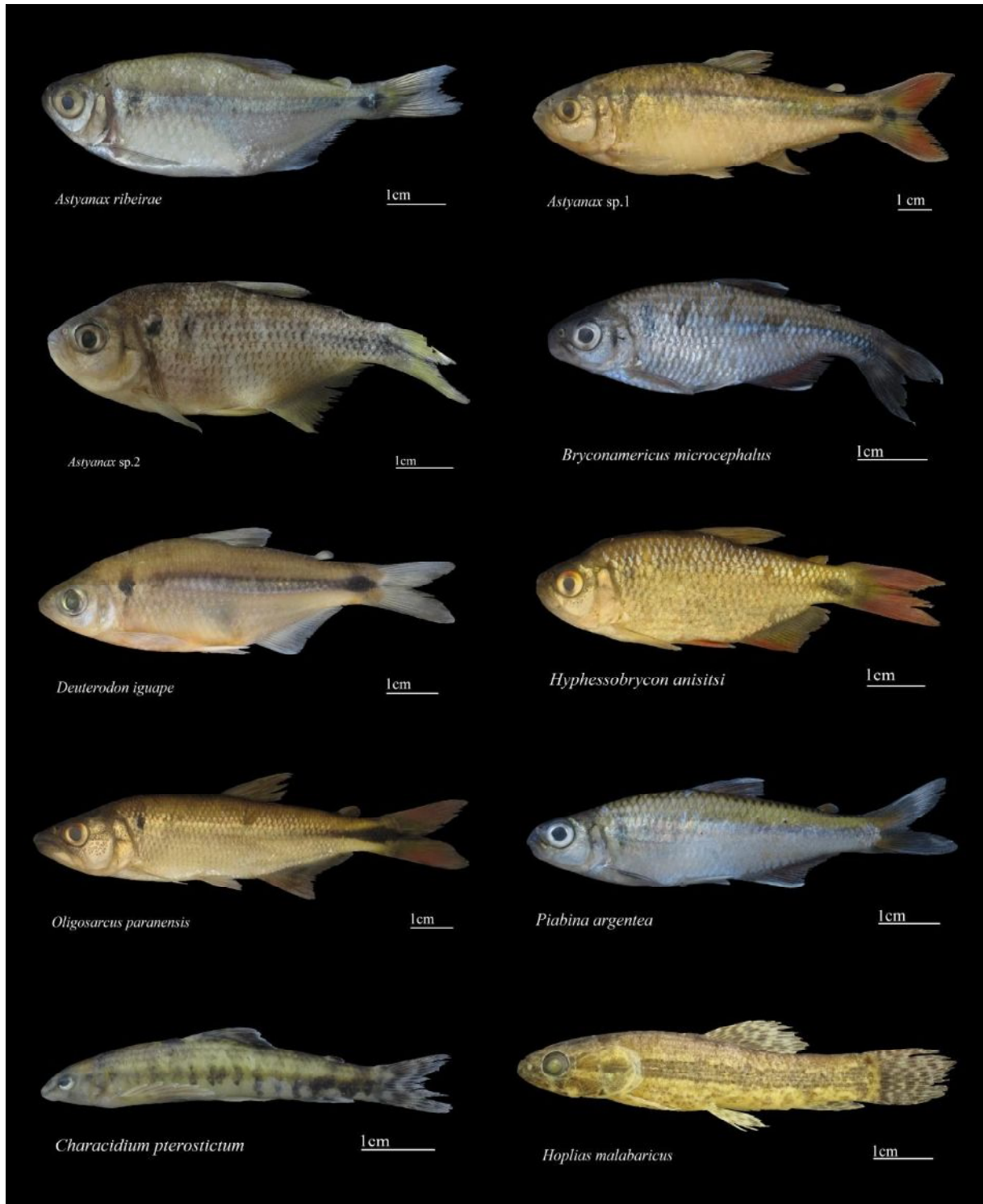
WINEMILLER, K. O. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. **Ecol. Monog.**, Lawrence, v. 614, p. 343-365, 1991.

WINEMILLER, K. O.; ROSE, K. A. Patterns of life history diversification in North American fishes: implications for population regulation. **Canadian J. Fish Aqu. Sci.**, Ottawa, v. 49, p. 2196-2218, 1992.

ZOBEL, M. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? **Trends Ecol. Evol.**, Amsterdam, v. 12, p. 266-269, 1997.

APÊNDICE A - Fotos das espécies capturadas.

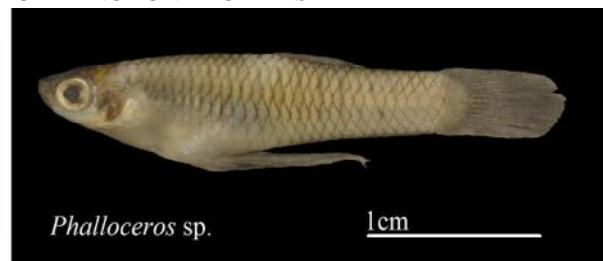
CHARACIFORMES



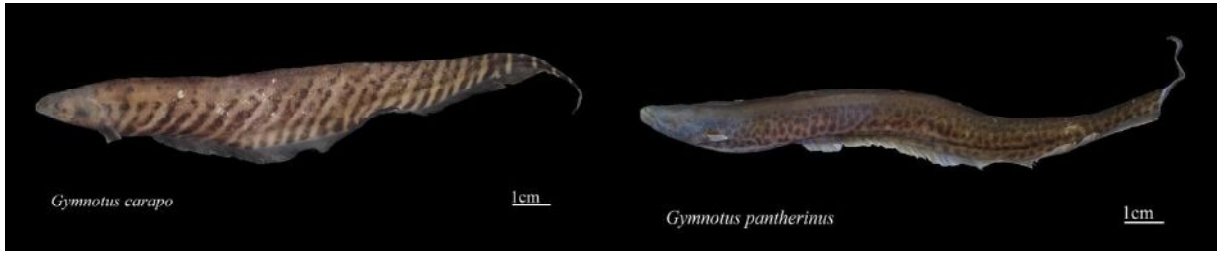
CYPRINIFORMES



CYPRINODONTIFORMES



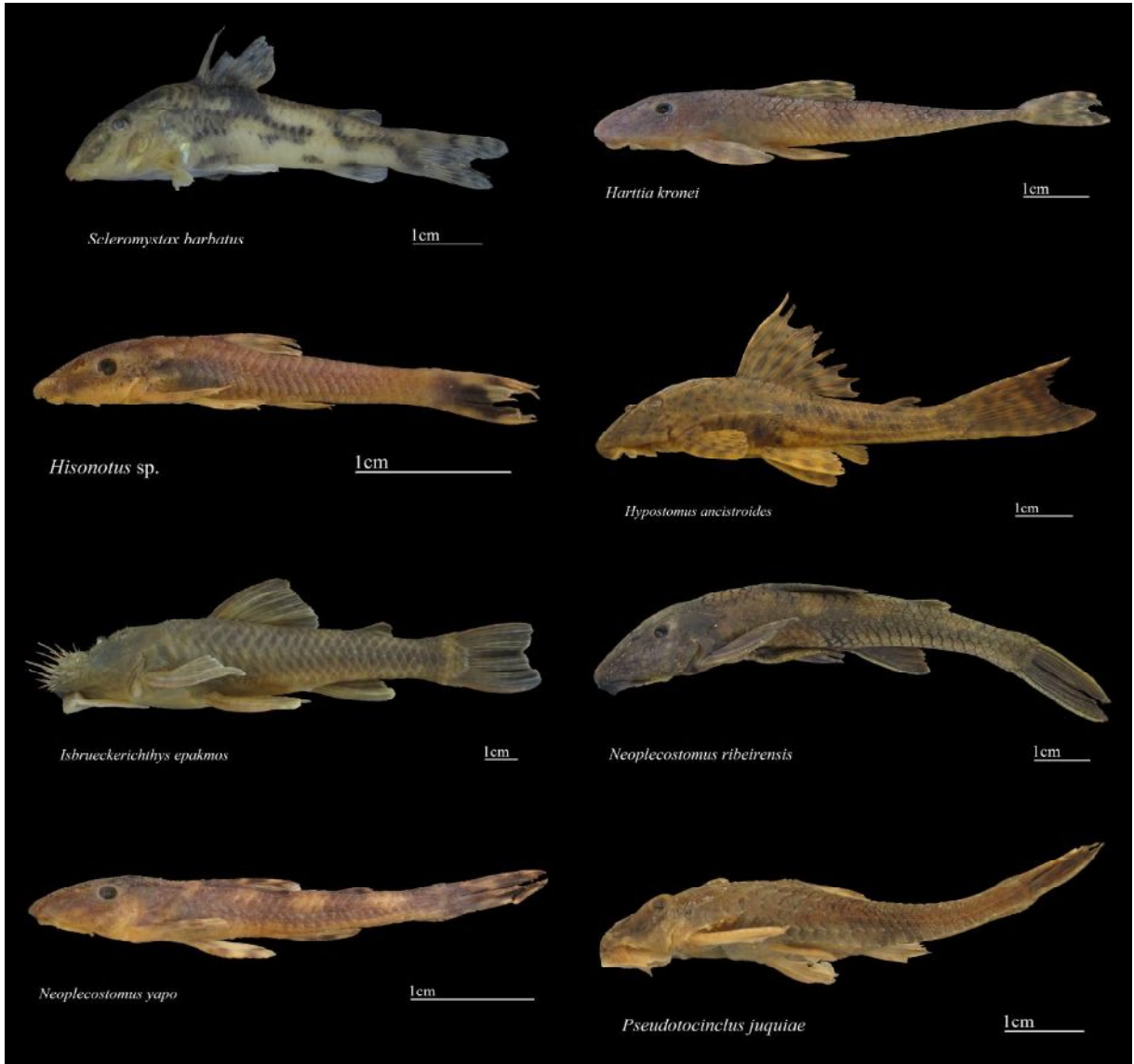
GYMNOTIFORMES



LABRIFORMES



SILURIFORMES



SILURIFORMES



APÊNDICE B – Lista taxonômica das espécies capturadas e depositadas e os respectivos números de tomo do MZUSP = Museu de zoologia da Universidade de São Paulo e DZSJRP = Coleção do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP – campus São Jose do Rio Preto – SP.

		MZUSP	DZSJRP
CHARACIFORMES			
Characidae	<i>Astyanax ribeirae</i> Eigenmann, 1911	MZUSP 115015	14338
	<i>Astyanax</i> sp.1	MZUSP 115016	
	<i>Astyanax</i> sp.2	MZUSP 115017	
	<i>Bryconamericus microcephalus</i> (Ribeiro, 1908)	MZUSP 115018	15335
	<i>Deuterodon iguape</i> Eigenmann, 1907	MZUSP 115021	13700
	<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	MZUSP 115025	13652
	<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	MZUSP 115030	
	<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	MZUSP 115032	
Crenuchidae	<i>Characidium pterostictum</i> Gomes, 1947	MZUSP 115019	13659
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)		13683
CYPRINIFORMES			
Cobitidae	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor, 1842)		
CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae	<i>Phalloceros</i> sp.	MZUSP 115031	
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	MZUSP 115023	13684
	<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	MZUSP 115024	
LABRIFORMES			
Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006	MZUSP 115020	
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	MZUSP 115022	
SILURIFORMES			
Callichthyidae	<i>Scleromystax barbatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	MZUSP 115036	
Loricariidae	<i>Harttia kronei</i> Miranda-Ribeiro, 1908		13697
	<i>Hisonotus</i> sp.		13688
	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	MZUSP 115026	13692
	<i>Isbrueckerichthys epakmos</i> Pereira & Oyakawa, 2003	MZUSP 115027	13658
	<i>Neoplecostomus ribeirensis</i> Langeani, 1990	MZUSP 115028	13696
	<i>Neoplecostomus yapo</i> Langeani, 2008		13651
	<i>Pseudotocinclus juquiaie</i> Takako, Oliveira & Oyakawa, 2005	MZUSP 115034	
Heptapteridae	<i>Pimelodella transitoria</i> (Ribeiro, 1907)	MZUSP 115033	13704
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	MZUSP 115035	13685
Trichomycteridae	<i>Ituglanis proops</i> (Miranda-Ribeiro, 1908)		13669
	<i>Trichomycterus zonatus</i> (Eigenmann, 1918)	MZUSP 115038	13668
	<i>Trichomycterus</i> sp.	MZUSP 115037	

APÊNDICE C – Fotos e características dos trechos de coleta.

	<p>01 - Ribeirão Claro Ordem: 3 Elevação: 789 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 29.099 km Percentual de substrato grande: 65% Largura média do trecho: 6.67 metros Profundidade média do trecho: 0.25 metros</p>
	<p>02 – Rio do Peixe Ordem: 5 Elevação: 855 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 30.011 km Percentual de substrato grande: 59% Largura média do trecho: 7.40 metros Profundidade média do trecho: 0.34 metros</p>
	<p>03 – Ribeirão Grande A Ordem: 4 Elevação: 892 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 32.358 km Percentual de substrato grande: 68% Largura média do trecho: 6.20 metros Profundidade média do trecho: 0.33 metros</p>
	<p>04 – Ribeirão Ponte de Tábua Ordem: 3 Elevação: 923 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 38.077 km Percentual de substrato grande: 45% Largura média do trecho: 2.50 metros Profundidade média do trecho: 0.34 metros</p>
	<p>05 – Ribeirão Grande B Ordem: 4 Elevação: 826 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 38.198 km Percentual de substrato grande: 54% Largura média do trecho: 6.48 metros Profundidade média do trecho: 0.44 metros</p>
	<p>06 – Córrego Roberto Assis Ordem: 3 Elevação: 665 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 9.166 km Percentual de substrato grande: 74% Largura média do trecho: 2.43 metros Profundidade média do trecho: 0.13 metros</p>

	<p>07 – Córrego Cemitério Tuim Ordem: 3 Elevação: 682 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 10.338 km Percentual de substrato grande: 61% Largura média do trecho: 2.78 metros Profundidade média do trecho: 0.14 metros</p>
	<p>08 – Tributário Dir. Itaguapeva Ordem: 3 Elevação: 654 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 10.888 km Percentual de substrato grande: 52% Largura média do trecho: 3.97 metros Profundidade média do trecho: 0.16 metros</p>
	<p>09 - Ribeirão dos Bagres (Sumidouro) Ordem: 4 Elevação: 632 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 11.585 km Percentual de substrato grande: 7% Largura média do trecho: 3.49 metros Profundidade média do trecho: 0.40 metros</p>
	<p>10 - Córrego Itaguapeva B Ordem: 4 Elevação: 677 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 13.093 km Percentual de substrato grande: 65% Largura média do trecho: 5.10 metros Profundidade média do trecho: 0.23 metros</p>
	<p>11 - Córrego Itaguapeva A Ordem: 4 Elevação: 727 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 14.118 km Percentual de substrato grande: 67% Largura média do trecho: 3.20 metros Profundidade média do trecho: 0.20 metros</p>
	<p>12 - Ribeirão das Vargens Ordem: 4 Elevação: 824 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 14.567 km Percentual de substrato grande: 13% Largura média do trecho: 3.07 metros Profundidade média do trecho: 0.29 metros</p>
	<p>13 - Córrego Valente Ordem: 4 Elevação: 678 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 14.725 km Percentual de substrato grande: 9% Largura média do trecho: 4.00 metros Profundidade média do trecho: 0.21 metros</p>

	<p>14 - Ribeirão do Pocinho Ordem: 3 Elevação: 559 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 0.346 km Percentual de substrato grande: 57% Largura média do trecho: 4.55 metros Profundidade média do trecho: 0.16 metros</p>
	<p>15 - Córrego do Tamanduá Ordem: 4 Elevação: 554 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 0.408 km Percentual de substrato grande: 64% Largura média do trecho: 3.73 metros Profundidade média do trecho: 0.25 metros</p>
	<p>16 - Córrego Tamanduazinho Ordem: 3 Elevação: 513 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 0.550 km Percentual de substrato grande: 64% Largura média do trecho: 2.90 metros Profundidade média do trecho: 0.18 metros</p>
	<p>17 - Ribeirão do Fêdo Ordem: 3 Elevação: 534 metros Distância do riacho de 6ª ordem: 0.708 km Percentual de substrato grande: 78% Largura média do trecho: 5.77 metros Profundidade média do trecho: 0.34 metros</p>
	<p>18 - Ribeirão Meio da Fumaça Ordem: 3 Elevação: 534 metros Distancia do riacho de 6ª ordem: 0.747 km Percentual de substrato grande: 57% Largura média do trecho: 4.10 metros Profundidade média do trecho: 0.15 metros</p>
	<p>19 - Córrego Bonito km 4,5 Ordem: 4 Elevação: 660 metros Distancia do riacho de 6ª ordem: 2.291 metros Percentual de substrato grande: 25% Largura média do trecho: 3.88 metros Profundidade média do trecho: 0.33 metros</p>

