



**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS - RIO CLARO**



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)**

**DISTRIBUIÇÃO E ALIMENTAÇÃO DE PEIXES EM RIACHOS COSTEIROS DE
MATA ATLÂNTICA, SUDESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO**

CRISTINA DA SILVA GONÇALVES

Rio Claro
2012

DISTRIBUIÇÃO E ALIMENTAÇÃO DE PEIXES EM RIACHOS COSTEIROS DE
MATA ATLÂNTICA, SUDESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

CRISTINA DA SILVA GONÇALVES

Tese apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade Estadual
Paulista “Júlio de Mesquita Filho”
campus de Rio Claro, como requisito
para obtenção do grau de Doutor em
Ciências Biológicas (Zoologia).

Orientador: Dr. Francisco Manoel de Souza Braga

Rio Claro

2012

597 Gonçalves, Cristina da Silva
G635d Distribuição e alimentação de peixes em riachos costeiros
de Mata Atlântica, sudeste do estado de São Paulo / Cristina
da Silva Gonçalves. - Rio Claro : [s.n.], 2012
92 f. : il., figs., tabs., fots.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Francisco Manoel de Souza Braga

1. Peixes. 2. Estrutura da ictiofauna. 3. Gradiente
altitudinal. 4. Macroinvertebrados. 5. Seletividade alimentar.
6. Juréia-Itatins. I. Título.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE RIO CLARO
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE RIO CLARO

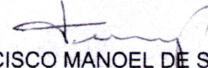
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

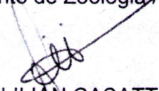
TÍTULO: Distribuição e Alimentação de Peixes em Riachos Costeiros de Floresta Atlântica, Sudoeste do Estado de São Paulo.

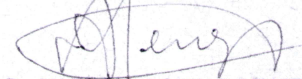
AUTORA: CRISTINA DA SILVA GONÇALVES

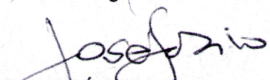
ORIENTADOR: Prof. Dr. FRANCISCO MANOEL DE SOUZA BRAGA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA) , pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. FRANCISCO MANOEL DE SOUZA BRAGA
Departamento de Zoologia / Instituto de Biociências de Rio Claro-UNESP


Profa. Dra. LILIAN CASATTI
Departamento de Zoologia e Botânica / Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas de São José do Rio Preto


Prof. Dr. NAERCIO AQUINO DE MENEZES
Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP)


Prof. Dr. JOSÉ SABINO
Universidade para o Desenvolvimento do Estado e da Região do Pantanal (UNIDERP)


Prof. Dr. FÁBIO COP FERREIRA
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

Data da realização: 04 de maio de 2012.

Ao meu pai, à minha mãe, e ao César;

Eu não estaria onde estou se não fosse por vocês.

Agradecimentos

Muitas pessoas me ajudaram durante esses quatro anos que se passaram e agradecê-las aqui não deixa de ser mera formalidade, pois a maioria já sabe o quanto sou agradecida por tudo que fizeram durante esta minha jornada. Aqui eu completo mais uma etapa muito importante da minha vida. Foi com um enorme prazer que idealizei este projeto sob a orientação do professor Chico. Eu me dediquei a este trabalho e vivi intensamente cada minuto dele. Sonhei, planejei, desenvolvi, dei muita risada e me diverti muito, conheci pessoas e lugares; eu analisei, li e escrevi. Mas também tive meus momentos de reflexões, dúvidas, e chororô... aprendi tantas coisas... Aprendi que estava vivendo das minhas escolhas.

Este trabalho só foi possível graças à ajuda, dedicação, atenção, amizade, respeito, apoio, carinho e compreensão de cada um de vocês!

Agradeço o Prof. Dr. Francisco Manoel de Souza Braga, obrigada por ter acreditado e confiado mais uma vez em mim, o que foi novamente essencial para a execução deste trabalho.

À Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Departamento de Zoologia, pela infra-estrutura oferecida, aos funcionários da Seção de Pós-Graduação, em especial à Rose, Rute e Vanessa, e aos funcionários da Biblioteca pelos serviços prestados.

Ao Programa de Pós-Graduação de Ciências Biológicas – Zoologia, principalmente à ex-coordenadora do PPG Profa. Dra. Maria José de Oliveira Campos (Zezé) e ao atual coordenador Denis Otávio Vieira de Andrade por esclarecerem minhas dúvidas quando as tive. Obrigada Zezé por seus abraços carinhosos e pelo incentivo constante!

Ao IBAMA/ICMBio (15744) e à COTEC (260108-000.197/0 2008) agradeço pelas licenças concedidas. Este projeto foi financeiramente apoiado pela CAPES que concedeu a minha bolsa de estudo e pela FAPESP (08/55029-5) que concedeu o auxílio-pesquisa usado principalmente para realizar as coletas de campo.

Ao Prof. Dr. Ariovaldo Neto meus sinceros agradecimentos pelo empréstimo do carro e ao Prof. Dr. Miguel Petreire Jr. pelo empréstimo da “mochila” de pesca elétrica. Eu não teria feito absolutamente nada sem carro e sem mochila...!

À Profa. Dra. Virgínia S. Uieda eu agradeço por compartilhar seu conhecimento sobre a dieta dos peixes de riachos e à Babalú e suas colegas por me receberem em sua casa em Botucatu.

Sou muito grata aos professores que me ajudaram com a identificação do material coletado. O Prof. Dr. Francisco Langeani e o Dr. Rodrigo Caires prontamente identificaram as espécies de peixes de água doce e estuarinas, respectivamente. O Prof. Dr. Naércio Menezes gentilmente me recebeu no MZUSP e me ensinou a identificar os exemplares de *Mimagoniates microlepis*. O Prof. Dr. Edilberto Giannotti (Betinho), exemplo de simpatia e bom humor, desde o mestrado me ensina e me ajuda a identificar os invertebrados.

Ílsinho e Rubens se tornaram grandes amigos em pouco tempo e são pessoas por quem tenho profunda admiração e respeito. Obrigada por tornarem o trabalho de campo mais divertido do que cansativo, a ajuda de vocês foi fundamental e sabem bem disso. Dona Nanci e seu Onésio, obrigada pelo carinho de vocês também e muito obrigada por confiarem em nós para cuidar do Piloto. Continuem cuidando desse imenso e maravilhoso “jardim” que vocês tem! Uma hora dessas nós estamos de volta!

O ex-diretor Joaquim do Marco Neto e o atual diretor Roberto Nicácio da Costa foram atenciosos e facilitaram o nosso trabalho na Juréia. Aliás, muitos funcionários de lá nos ajudaram: Messias, seu Ilíseo, seu Plínio, seu Leopoldo, Moreira e Pezão foram sempre prestativos e aqui está o meu “muito obrigada” por tudo! Essas pessoas sempre fizeram tudo o que podiam para nos ajudar.

Benê e sua casinha privilegiada no Tetequera nos receberam tão bem, obrigada por sua hospitalidade, amizade e seus cafézinhos! E desculpe aparecer sempre com as horas contadas... eu não deixarei isso acontecer de novo.

Existe uma pessoa nesse mundo cuja trajetória de repente se encontrou com a minha. O César quando entrou na minha vida trouxe a invejável paciência que eu jamais tive, mas que quero (e preciso) ter, a alegria, o amor, a bondade, a cumplicidade e principalmente a simplicidade que me faltava. Me ensinou que viver pode ser fácil, basta querermos e irmos atrás... mas sem muita pressa, pois tudo tem seu tempo certo para acontecer. E dessa forma, participou deste trabalho de tantas maneiras que acho que nem ele se deu conta disso ainda! É a única pessoa que vai ler estas páginas e saber o seu real valor e significado para mim. Seu apoio e incentivo são fundamentais na minha vida que quero viver inteirinha com você para realizarmos o nosso maior projeto juntos... ser feliz! Você é o meu porto seguro.

Os queridos amigos Jefinho e Casca garantiram as melhores risadas no campo, obrigada pela amizade e parceria de sempre. Ursinha, sempre prestativa e muito querida, Fa, Dani e Giu, obrigada por me ajudarem no campo. A Dani e o Casca também me ajudaram bastante no laboratório! Fa, obrigada por tirar minhas dúvidas no primeiro capítulo, por sugerir o “índice de substrato” e os modelos de variância espaço-temporal usados nos dois capítulos.

À todos que me ajudaram no campo, desculpem-me pelas “caras feias”... eu aprendi definitivamente que perfeccionismo e seriedade em excesso não combinam com esses momentos.

À Profa. Dra. Maria José de Oliveira Campos (Zezé) e ao Prof. Dr. Mauricio Cetra que incentivaram a organização do curso de ecologia de peixes de riachos, experiência muito produtiva e gratificante para todos que participaram. Igualmente importante para a minha formação foi a disciplina da Profa. Dra. Lilian Casatti. Agradeço à Jaque e suas colegas por me receberem em S. J. Rio Preto.

Agradeço ao Chico pela oportunidade em co-orientar o TCC do Casca e ao Casca por ter sido um parceiro e não somente um “aluno que está ali para aprender”. Nada mais fácil do que orientar uma pessoa que nasceu para ser “peixólogo” e só precisava de uma oportunidade; não tenho dúvida de que ele será um excelente profissional.

À toda “turma do cafézinho” pelos excelentes momentos de descontração, e à t-o-d-o-s os amigos que compartilham a “salinha da pós” da Zoo!!! À Dri, Cris e Fer, funcionários da Zoologia, por me ajudarem com tudo que precisei. Ao Carlinhos, técnico da Ecologia, obrigada “pelo Winkler”! Aos queridos profs. Betinho, Sulene, Cláudio e Sílvia, “muuuito” obrigada pelo enorme carinho e atenção de vocês. Vai dar muita saudade do alto astral e da energia das pessoas de bem da Zoologia!

Ao Jaime R. Somera pela confecção do mapa da área de estudo e à Phyllis Reily pela revisão do inglês do primeiro capítulo, obrigada pela “super” atenção de vocês!

À Dione Seripierri da USP, famosa por conseguir os *papers* “impossíveis”.

Aos meus queridíssimos amigos Débs e Rodrigo, Jefinho e Larissa, ao Lê e à Rô, à Mari, à Dri, e Camile por todo o e-n-o-r-m-e carinho de vocês, ao Ganso, Spock, Renan, Henrique, Luzia e Izaías pelo convívio.

E o que dizer aos meus pais que tanto amo, meu agradecimento será sempre eterno... meu pai me ensinou a “ir à luta” porque fez isso a vida toda e minha mãe com todo o seu amor incondicional me mostra todos os dias que não existe ninguém nesse mundo capaz de me amar mais do que ela. Os dois juntos me ensinaram a não reclamar da vida nunca. Obrigada, é uma honra ser filha de duas pessoas maravilhosas como vocês.

Obrigada ao meu irmão Gu e à minha irmã Chris, ao Marcos e aos meus lindos sobrinhos Matheus e Lelê! A Chris me abriu os olhos para ver o mundo da Biologia numa época que eu só sabia “gostar de bicho” e me tirou do caminho duvidoso rumo à Medicina Veterinária (será que você lembra disso?). Tal sugestão foi fundamental para minha vida. “Encontre um trabalho que ama e não terá que trabalhar nunca na vida!”. Tio Neco, obrigada por seu carinho e atenção, por querer sempre saber o que eu andava fazendo. Obrigada aos tios e primos. A família apoia de maneiras tão diversas que nem percebem, mas que no final faz toda a diferença. E sou muito grata por isso.

Thiago, Li, dona Sirlene, seu Tadeu e dona Rute, também sou muito grata pelo carinho de vocês!

O meu “mais sincero muito obrigada” vai para o meu melhor amigo, o mais peludo, o mais feliz, brincalhão e atrapalhado, por alegrar todos os dias de nossas vidas: Pelotinho! Eu te amo tanto...!

À todos vocês, o meus sinceros agradecimentos. E como disse Chico Xavier: “Agradeço por todas as dificuldades que enfrentei; não fosse por elas, eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar.”

Nas próximas páginas eu vou tentar contar a estória que os peixes dos riachos da Juréia me contaram. Espero que gostem da leitura!

“Feliz aquele que transfere o que sabe e aprende o que ensina.”

(Cora Coralina).

SUMÁRIO

	Página
Resumo	1
Abstract	3
Introdução geral	5
Capítulo 1. Fish diversity along clearwater and blackwater low-order coastal streams of Atlantic forest (southeastern Brazil) in relation to environmental factors.....	10
Resumo.....	11
Abstract.....	12
Introduction.....	13
Material and Methods.....	15
Results.....	22
Discussion.....	33
Capítulo 2. Estrutura trófica e seletividade alimentar de peixes em riachos costeiros de águas claras e pretas da Mata Atlântica, região sudeste do Brasil.....	40
Resumo.....	41
Abstract.....	42
Introdução.....	43
Material e Métodos.....	44
Resultados.....	52
Discussão.....	69
Conclusões	75
Referências	76
Apêndices	89

Resumo

A falta de conhecimento da ecologia dos peixes de água doce em riachos costeiros no estado de São Paulo é preocupante, considerando que estes riachos estão inseridos em um bioma brasileiro extremamente ameaçado, a Mata Atlântica. No Capítulo 1, a distribuição espacial e temporal da ictiofauna presente em riachos de águas claras (riachos de serra) e em águas pretas (riachos de planície) da Estação Ecológica Juréia-Itatins foi investigada, relacionando os fatores ambientais (parâmetros físicos e químicos da água e a estrutura do hábitat) com a diversidade de peixes. Considerando que o entendimento da distribuição e da estrutura trófica das espécies depende do conhecimento da disponibilidade dos recursos alimentares e da dieta das espécies, o Capítulo 2 teve como objetivo investigar a dieta e a estrutura trófica da ictiofauna nestes riachos, em relação à diversidade de habitats e de espécies (peixes e insetos aquáticos). A pesca elétrica foi utilizada para amostrar tanto a ictiofauna quanto os macroinvertebrados. Os recursos alimentares (macroinvertebrados) foram amostrados com Surber e bandejas coletoras. Vinte espécies de peixes foram registradas, sendo os Characiformes (Characidae), os mais representativos. O padrão de ocorrência e distribuição da ictiofauna observado variou de acordo com a estrutura dos habitats, tanto no gradiente altitudinal nos riachos de águas claras, quanto entre os riachos de águas claras e os de águas pretas. Os parâmetros físicos e químicos da água parecem não ter influenciado a distribuição das espécies nos riachos de águas claras, porém as diferenças na composição das ictiocenoses entre riachos de águas claras e de águas pretas foram influenciadas por esses parâmetros. Crustáceos e insetos foram os recursos alimentares mais abundantes, e a dieta de 18 espécies permitiu classificá-las em: insetívoras, herbívoras, invertívoras, perifitívoras, detritívoras e onívoras, sendo os insetos o item mais consumido. Três espécies de Crenuchidae foram altamente seletivas por Ephemeroptera, visto que consumiram esse recurso em grandes proporções e que estava disponível em baixa frequência nos ambientes amostrados. Por outro lado, as três espécies mais abundantes de lambaris (Characidae) e o bagre *Rhamdia quelen* (Heptapteridae), consumiram principalmente os insetos com maior disponibilidade no ambiente, evidenciando o caráter oportunista dessas espécies. Os peixes ingeriram uma proporção maior de itens de origem autóctone em comparação aos itens alóctones. Nenhuma espécie apresentou variação sazonal na dieta, o que deve estar relacionado com a oferta alimentar constante nos riachos amostrados durante o período de estudo,

pois a abundância de insetos também não variou sazonalmente. A partir dos resultados obtidos das relações entre a diversidade de habitats e de espécies (peixes e insetos aquáticos), e devido à ausência de um padrão evidente na estrutura trófica da ictiofauna analisada em termos de guildas alimentares, sugere-se que os recursos alimentares (i.e. insetos aquáticos) não devem ser considerados como fatores limitantes para a distribuição da ictiofauna nos riachos estudados.

Palavras-chave: Estrutura da ictiofauna. Gradiente altitudinal. Macroinvertebrados. Seletividade alimentar. Juréia-Itatins.

Abstract

The lack of knowledge of the freshwater ichthyofauna of coastal streams in the State of São Paulo is a cause of concern, as these streams are inserted in the Atlantic forest, a highly Brazilian threatened biome. In the Chapter 1, we investigated the spatial and temporal distribution of fish fauna present in clearwaters (mountain streams) and blackwaters (lowland streams) of Juréia-Itatins Ecological Station, relating the environmental factors such as physical and chemical water parameters and habitat structure with fish diversity. Considering that the understanding of distribution and trophic structure of fish species depends on knowledge of fish diet and food resource availability, in the Chapter 2 we investigated the diet and trophic structure of fish fauna of these coastal streams in relation to habitat diversity and species (fish and aquatic insects). Electrofishing was used to sample both ichthyofauna and macroinvertebrates. Food resources (macroinvertebrates) were sampled with Surber and trays. A total of 20 species were registered, but Characidae species were more representative. The observed pattern of occurrence and distribution of fish species varied according to habitat structure, due to the altitudinal gradient in clearwaters, and among clearwaters and blackwaters. The water's physical and chemical parameters do not seem to have influenced the distribution of species in clearwater streams, but the difference between fish assemblages composition of clearwater and blackwater streams may have been influenced by these parameters. Crustaceans and insects predominated among other food resources. The diet analysis of 18 species (among the 20 registered) allowed classifying them as: insectivorous, herbivorous, invertivorous, periphytivorous, detritivorous and omnivorous species. Insects were the most consumed food item. Three Crenuchidae species were highly selective for Ephemeroptera, considering that this food resource was consumed in large proportions but was available in low frequency in the sampled environments. In contrast, the three predominant Characidae species and *Rhamdia quelen* (Heptapteridae) consumed mainly insects that were with greater availability in the environment, evidencing the opportunism of these species. Fish species ate a greater proportion of autochthonous items in comparison to allochthonous items. Seasonal variation in fish diets was not found, which should be related to the constant food supply in the sampled streams during the study period, considering that the abundance of insects also did not vary seasonally. The results obtained from the relationship between the diversity of habitats and species (fish and aquatic insects), and

the absence of a clear pattern in the trophic structure of fish fauna analyzed in terms of feeding guilds, suggested that food resources (i.e. aquatic insects) should not be considered as limiting factors for the distribution of fishes in the studied streams.

Key words: Structure of ichthyofauna. Altitudinal gradient. Macroinvertebrate. Feeding selectivity. Juréia-Itatins.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Página

Capítulo 1

<p>Figure 1. Study area showing sampling locations at Juréia-Itatins Ecological Station, southeastern Brazil. Streams: Antas (A), Tetequera (T), Grajaúna (G), “Ponte 2” (P), Rio Verde (RV), “Riacho 1” (R), and Rio Preto (PR). Stretches: upper (1), middle (2), and lower (3).....</p>	16
<p>Figure 2. Principal Components Analysis (PCA) of the structural habitat variables (width, depth, flow, and bottom), the physical and chemical water variables (pH, conductivity: Cond, dissolved oxygen: DO, and temperature: Temp) to the sampling sites in Juréia-Itatins Ecological Station. Streams: Antas (A), Tetequera (T), Grajaúna (G), “Ponte 2” (P), Rio Verde (RV), “Riacho 1” (R), and Rio Preto (PR). Stretches: upper (1), middle (2), and lower (3). Percentages of explanation of the axes are given in parentheses.....</p>	24
<p>Figure 3. Number of individuals, biomass, and species richness, according to orders (A), and fish families (B), sampled in streams of Juréia-Itatins Ecological Station, between April 2009 and February 2010. Characiformes (CH), Siluriformes (SI), Cyprinodontiformes (CY), Perciformes (PE), Gymnotiformes (GY), and Synbranchiformes (SY).....</p>	27
<p>Figure 4. Species richness observed (OBS) and estimated by Abundance-based Coverage Estimator (ACE), and Incidence-based Coverage Estimator (ICE), considering the six clearwater streams (three sites in each one) and the blackwater stream, during the four temporal collections (totaling 76 sample units).....</p>	28
<p>Figure 5. Simple linear regressions between ichthyofauna diversity and habitat diversity, considering the Shannon diversity index values to upper (◆ dashed line $y = 2.26 - 0.94 x$; $r = 0.49$), middle (▲ dashed-dotted line $y = 1.30 - 0.12 x$; $r = 0.05$) and lower sites (■ unbroken line $y = 0.19 + 0.46 x$; $r = 0.30$) of clearwater streams.....</p>	29
<p>Figure 6. Species-abundance curves to clear and blackwater streams during the wet and dry seasons in Juréia-Itatins Ecological Station, between April 2009 and February 2010. Axis y corresponds to $\log p_i$ ($p_i = n_i/N$, where n represents the number of individuals of i species and N the total number of individuals caught in each season). Numbers inside panels indicate the number of individuals captured. The species acronyms are presented on Table 4.....</p>	31
<p>Figure 7. Biplot produced by Non-metric Multidimensional Scaling Analysis (NMDS), according to ichthyofauna abundance data in each site of Juréia-Itatins Ecological Station. Streams: Antas (A), Tetequera (T), Grajaúna (G), “Ponte 2” (P), Rio Verde (RV), “Riacho 1” (R), and Rio Preto (PR). Stretches: upper (1), middle (2), and lower (3). The exhibited stress value of 0.11 in 2-dimension corresponds to good ordination.....</p>	32
<p>Figure 8. Ordination resulted from Canonical Correspondence Analysis (CCA), according to ichthyofauna abundance in each site in relation to physical and structural characteristics of the habitat. Habitat variables: temperature (T), pH concentration (pH), dissolved oxygen (DO), conductivity (C), stream width (W), stream flow (F), bottom type (B), and depth (D). Streams: Antas (▼), Tetequera (■), Grajaúna (□), “Ponte 2” (▲), Rio Verde (◇), “Riacho 1” (Δ), and Rio Preto (◆ PR). Stretches: upper (1), middle (2), and lower (3). Percentages of explanation of the axes are given in parentheses. The species acronyms are presented on Table 4.....</p>	32

Capítulo 2

- Figura 1. Frequência de invertebrados em termos de número de indivíduos e biomassa, considerando todos os grupos de invertebrados (A) e somente o grupo de insetos (B) amostrados nos riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010..... 57
- Figura 2. Relação entre a diversidade de insetos aquáticos e a diversidade de habitats, considerando os valores do índice de diversidade de Shannon para os riachos de águas claras amostrados na Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010..... 57
- Figura 3. Dendrograma de similaridade de dieta entre as espécies de peixes amostradas nos riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. Acrônimos: vide Tabela 2..... 61
- Figura 4. Ordenação resultante da análise de correspondência, considerando a biomassa da ictiofauna em cada trecho (□ superior, ♦ médio, ▽ inferior, e ▼ Rio Preto) em relação às guildas tróficas (IS: insetívoros, IV: invertívoros, PE: perifívoros, PI: piscívoros, D: detritívoros, O: onívoros, H: herbívoros). A porcentagem de explicação dos eixos é apresentada em parênteses..... 67

LISTA DE TABELAS

Página

Capítulo 1

Table 1. Description of the sampled sites in Juréia-Itatins Ecological Station, indicating the clear (*) and blackwaters (**) streams, geographic location, channel order (scale 1:50,000), altitude, shading and state of preservation of riparian vegetation (P: preserved, PD: partially deforested, D: deforested).....	18
Table 2. Range and average (in parentheses) values of pH, conductivity ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), water temperature ($^{\circ}\text{C}$) and dissolved oxygen ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), at each sampled site in Juréia-Itatins Ecological Station, between April 2009 and February 2010. Upper (site 1), middle (site 2) and lower (site 3) stretches.....	23
Table 3. Numerical frequency of structural habitat variables (depth, stream flow, and bottom type), stream width (mean \pm standard deviation), and altitude (mean \pm standard deviation) of upper, middle and lower stretches of mountain streams and the lowland stream (Rio Preto), sampled in Juréia-Itatins Ecological Station, between April 2009 and February 2010.....	25
Table 4. Total number of individuals (N), biomass (B), and average standard length (SL) of fish species from all sites, species richness, Shannon diversity index considering ichthyofauna ($H'_{\text{ichthyofauna}}$) and habitat structure (H'_{habitat}) of each sampled site in Juréia-Itatins Ecological Station, between April 2009 and February 2010. Streams: Antas (A), Tetequera (T), Grajaúna (G), “Ponte 2” (P), Rio Verde (RV), “Riacho 1”, and Rio Preto (PR). Stretches: upper (1), middle (2), and lower (3). Site-specific columns represent the number of individuals for each species.....	26
Table 5. Results of the analysis for the ichthyofauna diversity, considering the six clearwater streams, sites (upper, middle, lower), four seasons, and habitat diversity estimated by Shannon index ($n = 63$; $r^2 = 0.95$).....	29

Capítulo 2

Tabela 1. Descrição dos pontos amostrais na Estação Ecológica Juréia-Itatins, indicando os riachos de águas claras (*) e de águas pretas (**), a localização geográfica, ordem (escala 1:50.000), altitude, sombreamento e estado de preservação da vegetação ripária (P: preservada, PD: parcialmente desmatada, D: desmatada). Pontos: superiores (1), médios (2), e inferiores (3).....	45
Tabela 2. Número de indivíduos capturados e número de estômagos analisados para cada espécie amostrada nos riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. Ordens: Characiformes (CH), Cyprinodontiformes (CY), Gymnotiformes (GY), Perciformes (PE), Siluriformes (SI), Synbranchiformes (SY).....	53
Tabela 3. Número total de invertebrados (N), índice de diversidade de Shannon considerando somente os insetos aquáticos (H'_{insetos}) e a estrutura do hábitat ($H'_{\text{hábitats}}$) de cada trecho de riacho amostrado na Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. Riachos: Antas (A), Tetequera (T), Grajaúna (G), “Ponte 2” (P), Rio Verde (RV), “Riacho 1” (R), e Rio Preto (PR). Pontos: superiores (1), médios (2), e inferiores (3). Indivíduos imaturos: larva + pupa. Insetos terrestres (*), insetos aquáticos (**). Os valores nas colunas específicas de cada trecho amostrado nos riachos representam a	

frequência de ocorrência (%) de cada grupo de invertebrado.....	54
Tabela 4. Resultado da análise para a diversidade de insetos, considerando os seis riachos de águas claras, trechos (superior, médio e inferior), quatro estações e a diversidade de habitats estimada pelo índice de Shannon ($n = 67$; $r^2 = 0,89$).....	58
Tabela 5. Valores do Índice Alimentar (IA%) para os itens alimentares consumidos durante o período chuvoso pelas espécies de peixes amostradas nos riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins. Categorias de hábitos alimentares (valores em negrito, IA > 15%): insetívoro (IS), perifítívoro (PE), herbívoro (H), e invertívoro (IV). * O item em questão ocorreu em pequena proporção; ** Não foi considerado item alimentar. Acrônimos: vide Tabela 2.....	59
Tabela 6. Valores do Índice Alimentar (IA%) para os itens alimentares consumidos durante o período seco pelas espécies de peixes amostradas nos riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins. Categorias de hábitos alimentares (valores em negrito, IA > 15%): insetívoro (IS), detritívoro (D), piscívoro (PI), onívoro (O), perifítívoro (PE), e herbívoro (H). * O item em questão ocorreu em pequena proporção; ** Não foi considerado item alimentar. Acrônimos: vide Tabela 2.....	60
Tabela 7. Resultados do teste de Mann-Whitney para os valores do índice alimentar considerando o período chuvoso e o período seco. Acrônimos: vide Tabela 2.....	61
Tabela 8. Resultado do qui-quadrado para o grau de repleção estomacal (GR), grau de gordura acumulada na cavidade visceral (GA) e estágio de maturação gonadal (EM) de cada espécie. Acrônimos: vide Tabela 2.....	62
Tabela 9. Frequência de ocorrência de cada item alimentar i disponível para as espécies no ambiente (P_i), frequência de ocorrência de cada item alimentar i no conteúdo estomacal (r_i), Índice Relativo de Importância (IRI) e índice de Eletividade (E). Valores em negrito indicam valores altos de IRI ou de E ($E \geq 0,5$).....	63
Tabela 10. Abundância numérica (N) e biomassa (B) dos itens alimentares consumidos pela ictiofauna considerando a origem alóctone e autóctone e sua disponibilidade nos riachos amostrados na Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. Acrônimos: vide Tabela 2.....	66
Tabela 11. Distribuição da ictiofauna de acordo com os trechos superior, médio e inferior dos riachos de águas claras e no Rio Preto na Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. C: período chuvoso e S: período seco. * Hábito alimentar de acordo com Sabino & Silva (2004). Acrônimos: vide Tabela 2.....	68

INTRODUÇÃO GERAL

Os ambientes de águas continentais são denominados de lóticos, quando a água está em movimento (rios, ribeirões e riachos) e lênticos, quando a água está parada (lagoas, lagos, brejos e represas). Os ambientes lóticos podem ser classificados em dois segmentos: o *rhithron*, com águas torrentosas e encachoeiradas e o *potamon*, de águas caudalosas (Wootton, 1992). Esses dois segmentos não são discretos, mas contínuos, pois o segmento *rhithron*, que corresponde à porção à montante ou de cabeceira, pode dar sequência a um segmento *potamon*, que irá corresponder à porção mais a jusante de um sistema lótico. Portanto, riachos e rios devem ser considerados sistemas heterogêneos com respeito à hidrografia e a ictiofauna.

De acordo com Oyakawa & Menezes (2011), o estado de São Paulo abriga quatro sistemas hidrográficos principais: a bacia do alto rio Paraná, com rios que correm em direção noroeste, a bacia do rio Paraíba do Sul, a bacia do rio Ribeira de Iguape e a bacia Costeira, que compreende uma série de pequenas drenagens costeiras independentes e que deságuam diretamente no Oceano Atlântico. O interesse em estudar peixes de riachos no Brasil ainda é relativamente recente, porém o estado de São Paulo possui uma parcela significativa de estudos realizados em riachos dos sistemas do alto Paraná abrangendo a alimentação (Casatti, 2002; Gomiero & Braga, 2008a; Rolla *et al.*, 2009), a reprodução (Araujo & Garutti, 2002; Gomiero & Braga, 2007a; Rondineli & Braga, 2010; Moraes & Braga, 2011), e a estrutura da comunidade (Casatti *et al.*, 2001; Pavanelli & Caramaschi, 2003; Castro *et al.*, 2004; Casatti, 2005; Gomiero & Braga, 2006b; Rocha *et al.*, 2009). Na região paulista da bacia do rio Paraíba do Sul, foram feitos estudos sobre alimentação (Braga, 2005; Botelho *et al.*, 2007; Gomiero & Braga, 2008b; Braga & Gomiero, 2009), reprodução (Braga, 2006; Gomiero & Braga, 2007b; Braga *et al.*, 2008; Gomiero *et al.*, 2008), estrutura da comunidade (Braga & Andrade, 2005; Gomiero & Braga, 2006a; Braga *et al.*, 2007; Rondineli *et al.*, 2011), e biogeografia (Ingenito & Buckup, 2007). Ainda no estado de São Paulo, na bacia do rio Ribeira de Iguape foram feitos estudos de alimentação (Buck & Sazima, 1995; Deus & Petrere Jr., 2003; Sabino & Silva, 2004), e de estrutura da comunidade (Gerhard *et al.*, 2004); nas pequenas drenagens costeiras, o enfoque foi direcionado para a alimentação (Esteves & Lobón-Cerviá, 2001), a estrutura da comunidade (Ferreira & Petrere Jr.,

2009; Guimarães *et al.*, 2010; Mattox & Iglesias, 2010), a biogeografia (Ribeiro *et al.*, 2006; Serra *et al.*, 2007), entre outros trabalhos. Apesar de a ictiologia brasileira estar em um momento bastante produtivo, Langeani *et al.* (2008) destacaram que o conhecimento da ictiofauna é bastante desigual entre as bacias hidrográficas do país e Braga (2004) apontou uma frequência maior de estudos desenvolvidos na bacia do Paraná.

A floresta Atlântica ou Mata Atlântica é considerada um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade, sendo reconhecida por sua excepcional riqueza e endemismo de espécies, ocupando o segundo lugar entre as florestas tropicais mais ameaçadas (Myers *et al.*, 2000) devido à redução do hábitat, causado principalmente pela pressão antrópica (Ribeiro *et al.*, 2009). Dentre os habitantes da floresta, Oyakawa *et al.* (2006) e Menezes *et al.* (2007) ressaltam que os peixes de riachos são os menos conhecidos, principalmente por possuírem porte pequeno e hábitos crípticos. Apesar de muitas vezes a literatura popular ou técnica negligenciar a conservação de ambientes aquáticos e sua fauna associada (Menezes *et al.*, 2007), a alta diversidade e endemismo de peixes em riachos é reconhecida neste ameaçado bioma brasileiro (Ribeiro, 2006).

Os riachos que descem as serras dentro do domínio de Mata Atlântica e deságuam diretamente no mar, formam o sistema hidrográfico tradicionalmente conhecido como bacia do Leste (Bizerril, 1994). Os riachos da área escolhida para este estudo (Estação Ecológica Juréia-Itatins, EEJI) estão inseridos nessa bacia, localizada no litoral sul do estado de São Paulo. Esta região concentra os remanescentes mais representativos e preservados de Mata Atlântica da costa brasileira, praticamente confinados em Unidades de Conservação (Oyakawa *et al.*, 2006). Segundo Oyakawa *et al.* (2006) os peixes dessa região representam uma porção significativa da ictiofauna desse bioma. Além disso, a bacia do rio Ribeira de Iguape é considerada uma das áreas do estado de São Paulo prioritárias para conservação devido ao elevado grau de endemismo e numerosos registros de espécies de peixes ameaçadas (Langeani & Casatti, 2006).

O conhecimento da ictiofauna na EEJI ainda é restrito e, apesar de alguns estudos recentes terem demonstrado a alta diversidade de espécies nesta região, percebe-se que os aspectos biológicos e ecológicos dos peixes da EEJI permanecem desconhecidos pela ciência, assim como para a maior parte da ictiofauna de riachos da Mata Atlântica. Menezes *et al.* (2007) chamam a atenção para a necessidade urgente de estudos com os

peixes da Mata Atlântica, pois todo conhecimento gerado é capaz de contribuir para o manejo, conservação e preservação dos remanescentes deste bioma e das espécies que nele habitam. Silva (1999), Deus & Petreire Jr. (2003) e Sabino & Silva (2004) estudaram a história natural, a dieta, a estrutura e a composição da ictiofauna de três riachos da EEJI. Oyakawa *et al.* (2006) inventariou a ictiofauna presente em 10 Unidades de Conservação do vale do Ribeira, incluindo a EEJI.

A EEJI é uma Unidade de Conservação situada no litoral sul do estado de São Paulo (24°18', 24°32'S e 47°00', 47°30'W). Foi criada em 1987 com o objetivo básico de assegurar a integridade dos ecossistemas e proporcionar atividades com fins educacionais e científicos. Sua área de aproximadamente 80.000 ha abrange os municípios de Iguape, Peruíbe, Miracatu e Itariri. Nesta região, o clima é classificado como subtropical úmido sem uma estação seca pronunciada (tipo Af, segundo classificação de Köppen). A estação quente e chuvosa ocorre de outubro a abril, e a estação menos chuvosa (aquí denominada de período seco) de maio a setembro (Tarifa, 2004) (Figura 1). As médias anuais de pluviosidade e temperatura são 2.277 mm e 21,4°C, respectivamente (Marques & Duleba, 2004).

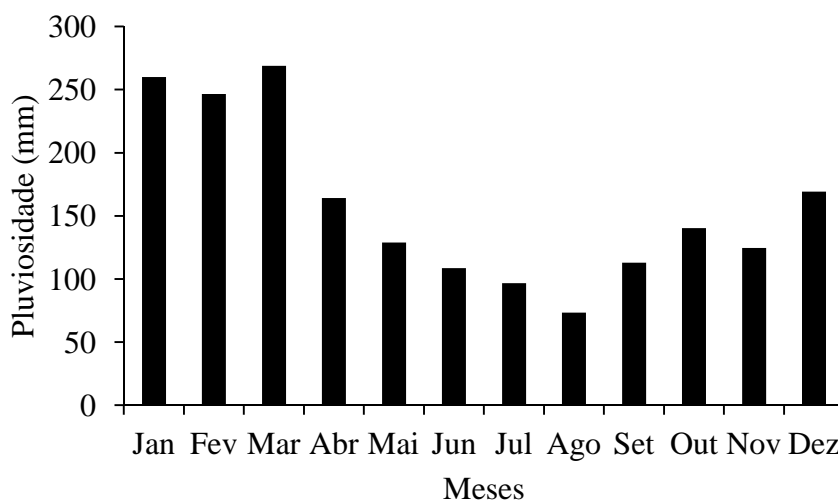


Figura 1. Pluviosidade (mm) média mensal entre 1951-2004 para a região de estudo (posto meteorológico F4-028, Iguape/SP).

A EEJI possui uma rede hidrográfica diversificada, compreendendo tipos diferentes de águas, de acordo com suas características hidrológicas e químicas: rios e riachos de serra (águas claras), de planície ou restinga (águas pretas), além de pequenas áreas

estuarinas caracterizadas como zonas de transição entre os ambientes marinho e de água doce (Por, 1986; Por & Lopes, 1994). As diferenças estão relacionadas principalmente com a topografia, o tipo de solo e a fitofisionomia vegetacional predominante no sistema de drenagem. Assim, os riachos de serra que drenam a floresta ombrófila densa (terreno pré-cambriano) possuem águas claras, pobres em nutrientes (pH ~ 5), enquanto os riachos de planície possuem águas pretas ricas em substâncias húmicas (pH ~ 4), devido a presença da floresta de restinga (solos aluviais, podzólicos e hidromórficos).

As regiões estuarinas são margeadas pela vegetação de mangue e influenciadas pelo regime das marés, por isso possuem águas salobras (Por, 1986; Por & Lopes, 1994). A EEJI é drenada principalmente pelo rio Una do Prelado (ou Comprido), um rio de planície de médio porte (100 km de extensão), e seus principais tributários: Cacunduva, Boguçá, Itinguçu, Aguapeú e Palhal. Além do rio Una, a EEJI possui uma série de riachos de menor porte, afluentes do Una ou que deságuam diretamente no mar (Por, 1986; Por & Lopes, 1994; Por, 2004).

Os locais amostrados incluíram os seguintes riachos de águas claras: ribeirão das Antas, ribeirão Tetequera, ribeirão Grajaúna, ribeirão da “Ponte 2”, Rio Verde, “Riacho 1” (riachos de serra); e o riacho de águas pretas: Rio Preto (riacho de planície) (Apêndice 1).

Estudos sobre a alimentação de peixes são importantes, pois fornecem os conhecimentos básicos e fundamentais sobre a biologia das espécies. Quando estes estudos são complementados com a avaliação e a quantificação dos recursos alimentares disponíveis no ambiente, possibilitam a compreensão da estruturação trófica das comunidades e a interação espécie-ambiente.

Objetivos gerais

Investigar a distribuição espacial e temporal da ictiofauna de água doce presente em sete riachos da EEJI e como os recursos do ambiente são utilizados em sua alimentação. A investigação mais detalhada sobre a alimentação das espécies, envolvendo a quantificação dos recursos alimentares disponíveis no ambiente, será utilizada para o entendimento da distribuição das espécies. Dessa forma, espera-se responder as seguintes questões: (1) Como a ictiofauna está distribuída no espaço e no tempo? (2)

Existe um gradiente longitudinal de distribuição de recursos alimentares nos riachos? Se existe, a estrutura trófica da ictiofauna modifica de acordo com este gradiente? (3) Qual a relação entre a diversidade de habitats, a diversidade de espécies e a disponibilidade de recursos alimentares?

CAPÍTULO 1

Fish diversity along clearwater and blackwater low-order coastal streams of Atlantic forest (southeastern Brazil) in relation to environmental factors

Submetido para publicação no periódico Neotropical Ichthyology em 15/09/2011.

Resumo

A falta de conhecimento dos peixes de água doce em riachos costeiros no estado de São Paulo é preocupante, considerando que estes riachos estão inseridos em um bioma brasileiro extremamente ameaçado, a Mata Atlântica. Este trabalho investigou a distribuição espacial e temporal da ictiofauna presente em riachos de águas claras (riachos de serra) e em águas pretas (riachos de planície), relacionando os fatores ambientais (variáveis físicas e químicas da água e a estrutura do hábitat) com a diversidade de peixes. A pesca elétrica foi utilizada para amostrar a ictiofauna. Foram coletadas 20 espécies, sendo *Astyanax ribeirae*, *Mimagoniates microlepis* e *Hollandichthys multifasciatus* (Characiformes, Characidae), as mais representativas. De modo geral, o padrão de ocorrência e distribuição da ictiofauna observado variou de acordo com a estrutura dos habitats, tanto no gradiente altitudinal nos riachos de águas claras, quanto entre os riachos de águas claras e os de águas pretas. Nos riachos de águas claras, os trechos de cabeceiras apresentaram riqueza e diversidade de espécies menor, enquanto o inverso ocorreu nos pontos inferiores. A maior riqueza e diversidade de peixes estiveram associadas aos trechos médios. Essas variações longitudinais da ictiofauna provavelmente estão associadas às estruturas dos ambientes (profundidade, correnteza e substrato) em que foram encontradas, visto que a diversidade de habitats foi maior nos trechos de cabeceiras e menor nos trechos inferiores, restando a situação intermediária aos trechos médios. As variações dos habitats corresponderam às diferenças altitudinais entre os pontos amostrados. As variáveis físicas e químicas da água parecem não ter influenciado tanto a distribuição das espécies nos riachos de águas claras, porém as diferenças na composição das ictiocenoses entre riachos de águas claras e de águas pretas foram influenciadas por tais fatores. Ao contrário das diferenças espaciais, não foram registradas diferenças temporais na estrutura da ictiofauna estudada, provavelmente devido à ausência de um período seco pronunciado na região estudada.

Palavras-chave: Estrutura de peixes de riachos. Gradiente altitudinal. Endemismo. Juréia-Itatins.

Abstract

The lack of knowledge of the freshwater ichthyofauna of coastal streams in the State of São Paulo (Brazil) is a cause of concern, as these streams are inserted in the Atlantic forest, a hotspot highly threatened. This study investigated the spatial and temporal distribution of fish fauna present in clearwaters (mountain streams) and blackwaters (lowland streams), relating the environmental variables (physical and chemical water variables and habitat structure) with fish diversity. Fish samples were taken using electrofishing. A total of 20 species were registered, with *Astyanax ribeirae*, *Hollandichthys multifasciatus*, and *Mimagoniates microlepis* (Characiformes, Characidae) as the more representative. In general, the observed pattern of occurrence and distribution of fish species varied according to habitat structure, due to the altitudinal gradient in clearwaters, and among clearwaters and blackwaters. In clearwater streams, the headwater stretches had lower species diversity, while the opposite occurred in the lower sites. The highest richness and diversity of fish were associated with the middle stretches. These longitudinal variations of ichthyofauna were related with the altitudinal gradient of habitat structures (depth, stream flow, and bottom type) in which they were found, since the diversity of habitats was higher in headwaters and lower in downstream reaches, leaving the intermediate situation to the middle stretches. The physical and chemical variables of waters do not seem to have influenced the distribution of species in clearwater streams, but the difference between fish assemblages composition of clearwater and blackwater streams may have been influenced by these factors. Unlike the spatial differences, significant temporal differences were not registered in fish assemblages, probably due to the absence of a pronounced dry season in the studied region.

Key words: Stream fish structure. Altitudinal gradient. Endemism. Juréia-Itatins.

1. Introduction

The freshwater fish fauna of the Neotropical region is one of the richest, and includes 6,025 species (Reis *et al.*, 2003) among the 32,000 existing in the world (Eschmeyer & Fricke, 2011). Brazil encompasses the majority of this diversity, and despite the recent increase in discoveries and descriptions of new species, it is still far from being completely known (Nogueira *et al.*, 2010). Recent estimates suggest the occurrence of 2,587 species in Brazil (Buckup *et al.*, 2007), and 393 species in the State of São Paulo (Oyakawa & Menezes, 2011). According to Oyakawa & Menezes (2011), there are four main hydrographic systems in the State of São Paulo: upper Paraná River basin, Paraíba do Sul River basin, Ribeira de Iguape River basin, and the “Coastal basin” which is a set of small independent coastal drainages that flow directly into the Atlantic Ocean. The knowledge of Ribeira de Iguape ichthyofauna and drainages of Coastal basin in the State of São Paulo is still unsatisfactory, considering the enormous diversity of species and the high rate of endemism in this region (Bizerril, 1994; 1995; Ribeiro, 2006; Menezes *et al.*, 2007; Abilhoa *et al.*, 2011; Oyakawa & Menezes, 2011). Several species have been described (e.g. Pereira & Oyakawa, 2003; Oyakawa *et al.*, 2005; Wosiacki & Oyakawa, 2005), however, few ecological studies have been conducted in streams of this region encompassing the State of São Paulo so far (e.g. Buck & Sazima, 1995; Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Deus & Petrere Jr., 2003; Gerhard *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2006; Serra *et al.*, 2007; Ferreira & Petrere Jr., 2009; Mattox & Iglesias, 2010).

The lack of knowledge of the ichthyofauna in coastal streams in the State of São Paulo is a cause of concern (Menezes *et al.*, 2007), as they are inserted in the Atlantic forest, a highly threatened biome due to deforestation (Ribeiro *et al.*, 2009). The Juréia-Itatins Ecological Station (JIES) is one of the few protected areas in the State of São Paulo which harbor a significant portion of this biome. Despite the high diversity of freshwater species in this Atlantic forest region, knowledge of the ichthyofauna in JIES is incipient, comprising few studies (e.g. Deus & Petrere Jr., 2003; Sabino & Silva, 2004; Oyakawa *et al.*, 2006).

One of the challenges for stream fish ecologists until today is to understand the mechanisms and processes responsible for fish structuring (Gido & Jackson, 2010). The structure of fish assemblages in streams can be influenced by factors that act on the temporal and spatial dimensions. In the first case, fish abundance and distribution are

influenced by the combination of historical, evolutionary and biogeographical processes, including contemporaneous aspects (daily, seasonal, and year-to-year variations), while the spatial dimension considers global, regional and local scales (Matthews, 1998; Winemiller *et al.*, 2008). Several studies conducted both in temperate and tropical environments, have shown that ichthyofauna diversity increases from upstream to downstream areas and that there is a positive relationship between fish diversity and habitat diversity (e.g. Sheldon, 1968; Gorman & Karr, 1978; Horwitz, 1978; Angermeier & Karr, 1983; Angermeier & Schlosser, 1989; Gilliam *et al.*, 1993; Ibañez *et al.*, 2009).

In Brazil, such patterns were also found for several inland streams (e.g. Braga & Andrade, 2005; Casatti, 2005). In coastal drainages, the influence of the longitudinal gradient in the structure of fish assemblages was investigated from the ecomorphological, production rate, habitat, species composition, and trophic perspectives, among others (e.g. Mazzoni & Lobón-Cerviá, 2000; Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Uieda & Uieda, 2001; Mazzoni & Iglesias-Rios, 2002; Gerhard *et al.*, 2004; Barreto & Aranha, 2005; Ferreira & Petrere Jr., 2009; Guimarães *et al.*, 2010). Little attention was given to the relationship between habitat versus fish diversity in freshwater coastal streams, considering the altitudinal gradient and the water variables differences between streams of clear and blackwaters.

The aim of the present study is to investigate how the freshwater ichthyofauna of seven streams in JIES is distributed spatially and temporally, in order to verify the relationship between habitat diversity and ichthyofauna diversity. Thus, we addressed the following specific questions: (1) Does the fish fauna present in clearwater streams (mountain streams) vary in relation to an altitudinal gradient? (2) Does the fish fauna of clearwater streams differ in relation to blackwater (lowland) streams? (3) Does the fish fauna of clearwater and blackwater streams vary over 1-year period and between rainy and dry seasons? We hypothesized that the structural and physical characteristics of habitats will reflect the spatial distribution and the diversity of fish species in clearwater and blackwater streams. In addition, considering the absence of a pronounced dry season in the studied region, temporal variations in ichthyofauna composition are not expected.

2. Material and Methods

2.1 Study area

The JIES is a preservation area (80.000 ha) located on the south coast in the State of São Paulo, between 24° 18' - 24° 32' S and 47° 00' - 47° 30' W (Figure 1). The climate is classified as humid subtropical without a dry season. The hotter and rainier season occurs from October to April, and a less pronounced rainy season (referenced herein as dry season) occurs from May to September (Tarifa, 2004). The average annual rainfall and temperature are 2,277 mm and 21.4 °C, respectively (Marques & Duleba, 2004). JIES is formed by rocks of the Precambrian Coastal Complex which are predominant and occur in part of the coastal mountains of the Itatins mountain range and in the coastal plains in the State of São Paulo south coast. Several elevations occur along the long stretch of the coastal plain of the eastern lowlands of Ribeira de Iguape River, especially in the Juréia mountain range (altitude around 870 m). Although the Atlantic rainforest covers many vegetation types, the dense ombrophilous forest and “restinga” forest are predominant in mountain and lowland regions, respectively, of the studied area. Rupestrian fields are present at the top of the hills, and mangroves are found along large river estuaries (Marques & Duleba, 2004). “Restinga” is the usual name that classifies the vegetation of the Brazilian coastal plains formed by sediments of marine origin (Sampaio *et al.*, 2005).

The JIES has a diverse river system including different types of water, classified according to hydrological and chemical characteristics as: mountain streams (clearwaters), lowland or “restinga” streams (blackwaters), and small estuarine areas (transition zones between the marine and freshwater environments) (Por, 1986; Por & Lopes, 1994). The differences are primarily related to topography, soil type and the vegetation type predominant in the drainage system. Thus, mountain streams that drain the dense ombrophilous forest (Precambrian terrain) have clear but nutrient-poor waters (pH ~ 5), while the lowland streams have blackwaters rich in humic substances (pH ~ 4), due to the presence of “restinga” forest (alluvial, podzolic and hydromorphic soils). The estuarine regions are influenced by the tidal rhythm fluctuations and therefore have brackish waters (Por, 1986; Por & Lopes, 1994). The JIES area is drained mainly by the middle and lower stretches of Una do Prelado River (or “Comprido” River), a lowland and medium-sized river (100 m), which runs parallel to the sea shore surrounding the

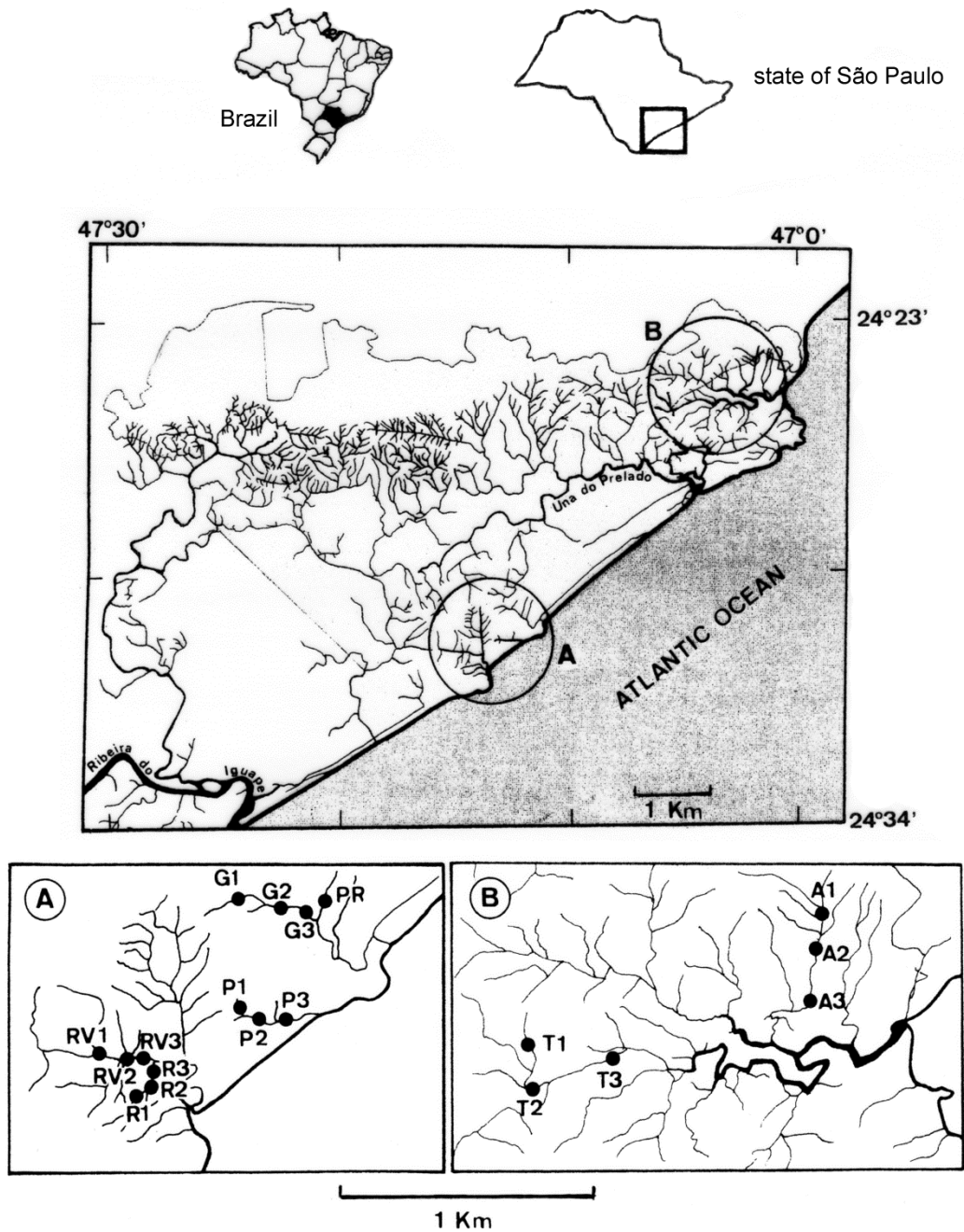


Figure 1. Study area showing sampling locations at Juréia-Itatins Ecological Station, southeastern Brazil. Streams: Antas (A), Tetequera (T), Grajaúna (G), “Ponte 2” (P), Rio Verde (RV), “Riacho 1” (R), and Rio Preto (PR). Stretches: upper (1), middle (2), and lower (3).

Juréia mountain range (Por, 1986; 2004). Additionally, the JIES has a number of smaller streams that drain directly into the sea, as the selected ones in the present study (Figure 1).

2. 2 Sampling methods and data processing

Sampled sites included six clearwater streams (Ribeirão das Antas, Ribeirão Tetequera, Ribeirão Grajaúna, “Ponte 2”, Rio Verde, “Riacho 1”), and one blackwater stream (Rio Preto). Quotation marks indicate fictitious names to the unnamed streams. The sampled sites were selected to include the upper (site 1), middle (site 2) and lower (site 3) stretches of each stream (except Rio Preto) (Figure 1). The choice of the sampled sites was based on topographic maps, considering the structural characteristics of habitat and the altitude of each site. Additional blackwater streams were not selected because they were larger than the other selected streams and/or because of marine influence. Streams near estuaries were avoided because of the strong tidal influence, but despite this, some lower stretches possibly have been affected by brackish waters during high tides. Thus, collections were practiced during low tide whenever possible (periods of waxing and waning moons) to minimize marine influence. Therefore, 19 sampling sites were selected (Table 1, Appendix 1). Samplings were made during four occasions (autumn: 08-14 April 2009, winter: 28 July to 04 August 2009, spring: 05-12 November 2009, and summer: 02-09 February 2010).

2. 2. 1 Environmental variables

The pH, conductivity, dissolved oxygen and water temperature were measured at each sampling site during the year (four samples). The Winkler method was used to measure the dissolved oxygen, according to Moraes (2001). The other variables were measured in the field using a digital Marte analyzers, models MB 10P and MB 11P.

Habitat structure was evaluated at each site measuring stream width (m), flow ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), depth (cm), and the predominant bottom type (clay: < 0.05, sand: 0.05-2, gravel: 2-10, pebble: 10-100, rock: 100-300, boulder: > 300 mm, bed rock, plant debris and silt). A weighted mean was calculated to bottom type, according to the formula: $\bar{x} = \Sigma (f_i * x_i) / \Sigma f_i$, considering the numerical frequency (f) and weight (x) of i bottom categories (clay = 1, sand = 2, gravel = 3, pebble = 4, rock = 5, boulder = 6, and bed rock = 7). The shading provided by riparian vegetation cover (0–25%, 26–50%, 51–75% and above 76%) and its preservation status (preserved, partially deforested and deforested) were also registered. Data was obtained in stretches of 100 m, which

Table 1. Description of the sampled sites in Juréia-Itatins Ecological Station, indicating the clear (*) and blackwaters (**) streams, geographic location, channel order (scale 1:50,000), altitude, shading and state of preservation of riparian vegetation (P: preserved, PD: partially deforested, D: deforested).

Streams	Sites	Coordinates	Order	Altitude (m)	Shading	Riparian vegetation
Antas *	1	24°21'26.90"S 47°02'15.60"W	2	49	> 76%	PD
	2	24°21'37.00"S 47°02'15.20"W	2	19	> 76%	PD
	3	24°21'43.28"S 47°02'15.34"W	2	15	> 76%	PD
Tetequera *	1	24°23'18.00"S 47°05'53.70"W	1	41	26–50%	PD
	2	24°23'25.70"S 47°05'49.30"W	2	25	0–25%	D
	3	24°23'00.20"S 47°04'50.30"W	2	16	51–75%	PD
Grajaúna *	1	24°31'03.10"S 47°12'48.90"W	1	60	> 76%	P
	2	24°31'08.10"S 47°12'42.90"W	2	30	51–75%	P
	3	24°31'17.30"S 47°12'04.40"W	2	15	> 76%	P
“Ponte 2” *	1	24°32'18.80"S 47°12'46.40"W	1	45	> 76%	P
	2	24°32'23.00"S 47°12'44.90"W	2	30	> 76%	P
	3	24°32'30.00"S 47°12'39.60"W	2	18	> 76%	P
Rio Verde *	1	24°32'52.60"S 47°14'37.20"W	2	90	26–50%	P
	2	24°32'52.10"S 47°14'17.50"W	3	60	26–50%	P
	3	24°32'54.10"S 47°14'04.50"W	3	35	26–50%	P
“Riacho 1” *	1	24°33'05.50"S 47°13'55.70"W	1	35	> 76%	P
	2	24°33'02.50"S 47°13'55.90"W	2	21	> 76%	P
	3	24°32'59.47"S 47°13'57.97"W	2	18	> 76%	P
Rio Preto **	-	24°31'17.30"S 47°12'04.40"W	1	14	> 76%	P

included the 50 m stretches where the ichthyofauna was sampled. Ten linear transects were set along stream stretches (one every 10 m). Replicate measurements of stream width and flow, channel depth and bottom type were taken every meter along each transect. Habitat structure measures followed Gorman & Karr (1978), with modifications. Stream width and depth were measured with a measuring tape, and stream flow with a mechanical General Oceanics flowmeter. Bottom type was classified visually, considering the established categories. The environmental characterization was performed once during 11–20 June 2010 at all sampling sites.

2. 2. 2 Ichthyofauna

Fish specimens were caught with electrofishing in stretches of 50 m in one passage of the equipment (without block seine). Electrofishing gear was used according to the field conditions. In sites with easy access, the electrofisher consisted of a rectifier current (connected to two dip nets) powered by a gasoline-driven Yamaha generator. Sampled sites which were difficult to reach were sampled with a Smith-Root backpack electrofisher (model LR-24, 500V DC), connected to two dip nets. The dip nets were handled by two people who walked slowly upstream in the opposite direction to the stream flow to the upper limit (50 m). Because of the greater width of the lower point (site 3) in Rio Verde and in order to make sampling more efficient, this stretch was split in two and sampling performed first in the right bank, and then on the left shore. In April 2009, electrofishing was not performed at the upper stretch (site 1) of the “Riacho 1” due to the low water volume.

Fish specimens were anesthetized with benzocaine, fixed in 10% formalin for around 48 hours, and then kept in 70% alcohol until the analysis. Fish specimens were measured to obtain the total and the standard length (mm), and weighted (g).

Identification of fish species was made by specialists, and voucher specimens of freshwater species are deposited in the fish collection of “Departamento de Zoologia e Botânica, UNESP, São José do Rio Preto (SP)” (DZSJRP 13234-1358), and estuarine species in the fish collection of “Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo” (MZUSP 110173-110180).

2. 3 Data analysis

2. 3. 1. Environmental variables

The numerical frequencies from categories of structural variables of the habitat, i.e., stream width, depth (shallow: 0-30, moderate: 30-100, deep: > 100 cm), flow (very slow: < 0.05, slow: 0.05-0.2, moderate: 0.2-0.4, fast: 0.4-1.0, very fast: > 1.0 m.s⁻¹), and bottom type (clay: < 0.05, sand: 0.05-2, gravel: 2-10, pebble: 10-100, rock: 100-300, boulder: > 300 mm, bed rock, plant debris), were used to estimate the habitat diversity of each sampling site (1, 2, 3) within each stream (modified after Gorman & Karr, 1978). The Shannon index was calculated to assess habitat diversity ($H'_{habitat}$), using the software PAST (Hammer *et al.*, 2001).

A multivariate approach was used to identify the most important habitat (width, depth, flow and bottom type) and water variables (pH, conductivity, dissolved oxygen and temperature) at each sampled site. The dimensionality of data was reduced in the Principal Component Analysis (PCA) and data was log (x+1) transformed in order to linearize relationships (Legendre & Legendre, 1998). Data was treated as continuous both for habitat and water variables, and the mean values were used to water variables. This analysis was performed using the software PAST (Hammer *et al.*, 2001).

2. 3. 2 Ichthyofauna

Species richness was calculated by the nonparametric estimators Abundance-based Coverage Estimator (ACE), and Incidence-based Coverage Estimator (ICE), considering the six clearwater streams (three sites in each one) and the blackwater stream, during the four temporal collections (totaling 76 sample units). The species richness calculated by ACE and ICE estimators was used to compare with the total species richness observed. According to Magurran (2004), nonparametric estimators are the most powerful approach to estimate species richness. ACE estimator considers the abundance of rare species (abundance between 1 and 10 individuals), and ICE estimator uses the number of infrequent species (incidence between 1 and 10 samples). The software EstimateS 7.5 (Colwell, 2005) was used to these calculations in 100 randomizations.

The α diversity of ichthyofauna was estimated by the Shannon index ($H'_{ichthyofauna}$), considering the six clearwater streams (three sites in each one) and the blackwater stream, during the four temporal collections, using the software PAST (Hammer *et al.*, 2001). In order to verify the differences of $H'_{ichthyofauna}$ between sites (1, 2, 3) and seasons (four temporal collections), as well its dependence of habitat diversity, we used the following model: $H'_{ichthyofauna} = S_t + S_i + S_e + H'_{habitat} + S_i * S_e + S_i * H'_{habitat} + S_e * H'_{habitat} + S_i * S_e * H'_{habitat}$, where $H'_{ichthyofauna}$ is the ichthyofauna diversity estimated by Shannon index, S_t is the effect of the streams, S_i is the effect of the sites, S_e is the effect of the seasons and $H'_{habitat}$ is the habitat diversity estimated by Shannon index. The Rio Preto was excluded from this analysis due to the absence of replicate sites in this stream.

Simple linear regressions were used to verify the dependence of ichthyofauna diversity on habitat diversity to each site (1, 2, 3), according to the model: $H'_{ichthyofauna} = a + b H'_{habitat} + e$, where $H'_{ichthyofauna}$ is the ichthyofauna diversity estimated by Shannon index, $H'_{habitat}$ is the habitat diversity estimated by Shannon index, e is the error (with normal distribution and constant variance), and a and b are the model parameters representing the intercept and the slope, respectively.

Species-abundance curves were used in order to verify whether the species distribution was uniform and which were the dominant and rare species (Magurran, 2004), both in clear and blackwater streams, during the rainy and dry seasons.

To ordinate the sample sites, a Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) analysis was applied to the ichthyofauna abundance matrix, considering the six clearwater streams (three sites in each one) and the blackwater stream. The Bray-Curtis index and the single linkage method were used. Data was $\log(x+1)$ transformed in order to linearize relationships (Legendre & Legendre, 1998). This analysis was performed using the software PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006).

To analyze species-environment relationships, a multivariate approach was used relating the fish species abundance with habitat structural variables (stream width, depth, flow, and bottom type) and the physical and chemical variables of water (pH, conductivity, dissolved oxygen, and temperature), considering the six clearwater streams (three sites in each one) and the blackwater stream. The dimensionality of data was reduced in

Canonical Correspondence Analysis (CCA) and data was $\log(x+1)$ transformed in order to linearize relationships (Legendre & Legendre, 1998). Data was treated as continuous both for habitat and water variables, and the mean values were used to water variables. This analysis was performed using the software PAST (Hammer *et al.*, 2001).

3. Results

3.1 Environmental variables

The characteristics of the sampled sites, such as the preservation status of riparian vegetation and the shading that it provides to the stream are presented in Table 1.

Overall, data of physical and chemical water variables were similar among most clearwater streams (Table 2). The lowest pH values were associated to the blackwaters of Rio Preto, while pH values to clearwater streams ranged from 5.2 to 6.9. The conductivity was higher at “Ponte 2”, “Riacho 1” (clearwater streams), and Rio Preto. In most streams, the concentration of dissolved oxygen decreased from upstream to downstream, while the water temperature increased. The lowest oxygen values were associated with the Rio Preto. PCA evidenced the differences between clearwater and blackwater streams (Figure 2). Blackwaters had high conductivity, low dissolved oxygen and pH concentration, lentic waters and small-sized bottom categories, whereas clearwaters had the opposite characteristics. The conductivity greatly influenced some lower stream stretches, such as Grajaúna, “Ponte 2” and “Riacho 1”.

The clearwater stream sites (1, 2, 3) showed a pattern of structural habitat according to the altitudinal gradient (Table 3). “Moderate” and “deep” depths characterized lower stretches and Preto River, whereas “shallow” depths predominated on upper and middle stretches. Considering the stream flow, “fast” was more frequent in the upper stretches, while “very slow” was significant in the lower stretches. “Boulder” and “bedrock” categories were very common in upper stretches, and were gradually replaced by categories of smaller sizes towards downstream. Thus, “rock” and “pebble” categories were frequent at the middle stretches and “sand” in the lower stretches. The streams width increased from upper to lower sites. The Rio Preto presented “shallow”, “very

slow”, “sand”, and “clay” as the most frequent categories and resembled the lower stretches of clearwater streams.

The habitat diversity was higher in the headwaters (upper stretches), and decreased gradually toward downstream (middle and lower stretches) in clearwater streams, according to the Shannon index (Table 4). In the Rio Preto, habitat diversity was similar to the lower stretches of some clearwater streams.

Table 2. Range and average (in parentheses) values of pH, conductivity ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), water temperature ($^{\circ}\text{C}$), and dissolved oxygen ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), at each sampled site in Juréia-Itatins Ecological Station, between April 2009 and February 2010. Upper (site 1), middle (site 2) and lower (site 3) stretches.

Streams	Sites	pH	Conductivity	Water temperature	Dissolved oxygen
Antas	1	5.4-6.2 (5.9)	44.1-57.5 (50.4)	17.5-25.5 (22.2)	8.3-10.3 (9.3)
	2	5.1-6.1 (5.7)	49.9-58.4 (52.8)	17.3-25.4 (22.5)	8.2-10.4 (9.1)
	3	5.2-7.1 (6.0)	43.9-57.0 (49.9)	17.5-27.5 (23.0)	8.0-9.0 (8.6)
Tetequera	1	5.3-5.8 (5.5)	26.1-45.2 (39.0)	17.0-26.3 (22.3)	8.0-14.4 (10.3)
	2	4.9-5.6 (5.2)	36.9-46.8 (42.9)	17.5-25.8 (22.3)	7.8-16.8 (11.4)
	3	4.8-6.0 (5.5)	40.2-50.7 (45.4)	17.5-28.2 (23.9)	8.2-9.6 (9.3)
Grajaúna	1	5.4-6.6 (6.3)	44.8-62.3 (55.7)	18.0-25.7 (22.4)	7.2-10.3 (8.5)
	2	4.9-7.1 (6.1)	46.0-61.5 (56.9)	18.0-24.7 (22.4)	7.8-10.1 (9.0)
	3	4.6-6.8 (5.7)	61.2-67.2 (63.3)	18.0-26.5 (22.8)	6.8-9.3 (7.9)
“Ponte 2”	1	5.2-7.9 (6.5)	64.6-87.0 (74.2)	18.2-25.7 (21.8)	8.6-9.9 (9.2)
	2	5.4-7.6 (6.3)	59.9-85.4 (71.8)	17.9-26.2 (22.1)	6.8-10.1 (8.0)
	3	5.4-8.1 (6.3)	62.4-88.0 (71.5)	17.9-27.9 (22.8)	7.4-13.3 (9.5)
Rio Verde	1	6.0-7.7 (6.7)	39.7-48.4 (43.9)	18.0-25.5 (21.8)	8.0-10.5 (9.2)
	2	6.2-7.5 (6.9)	44.6-50.5 (47.0)	18.9-27.5 (22.9)	7.2-10.3 (8.9)
	3	5.5-6.3 (6.0)	46.5-51.8 (49.2)	17.7-25.5 (21.4)	8.0-10.5 (9.4)
“Riacho 1”	1	5.3-7.2 (6.4)	81.3-94.5 (88.3)	20.2-22.2 (21.3)	7.6-20.5 (11.2)
	2	5.5-7.3 (6.6)	81.1-93.0 (86.8)	20.1-24.6 (22.3)	8.0-9.0 (8.1)
	3	5.5-8.0 (6.7)	86.9-89.2 (88.1)	20.0-25.6 (22.5)	6.6-8.9 (7.3)
Rio Preto	-	3.2-4.3 (3.9)	49.6-80.0 (66.7)	17.5-27.3 (23.1)	3.3-5.7 (4.7)

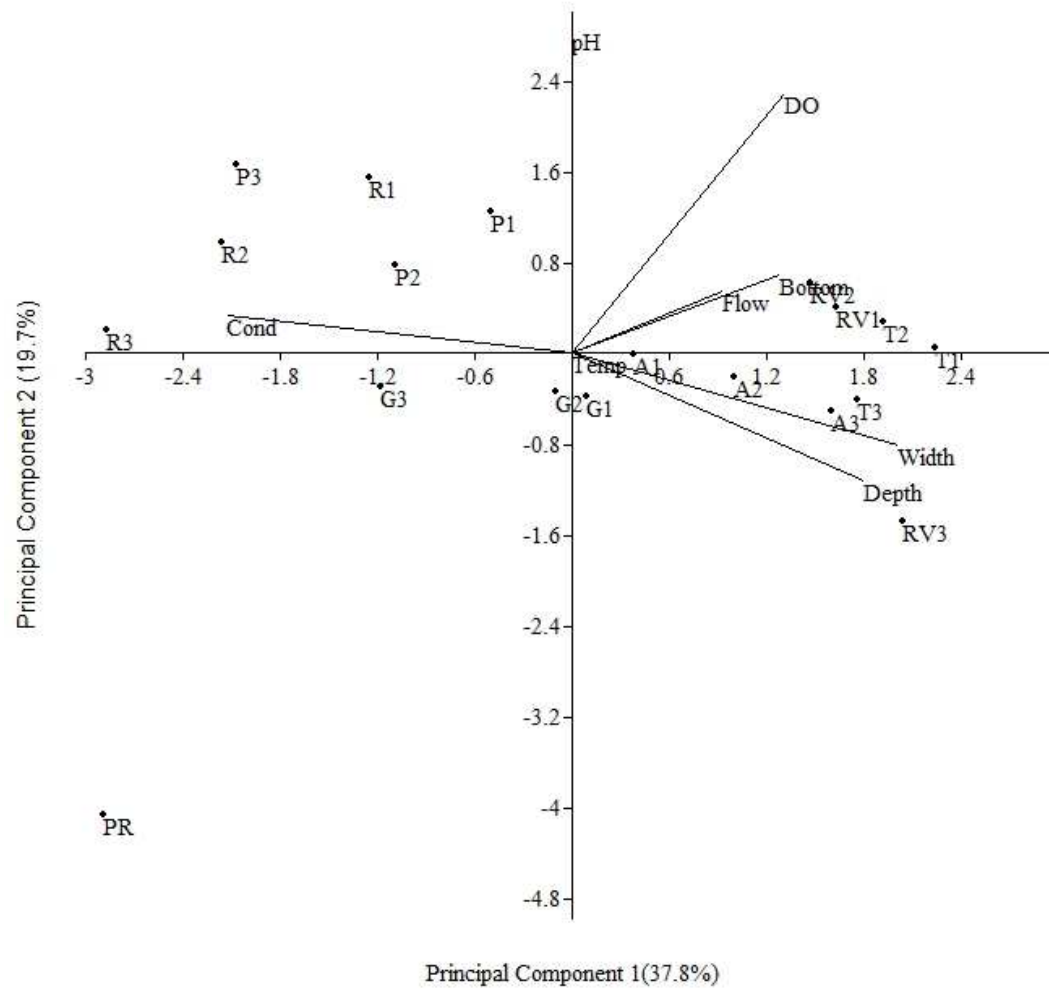


Figure 2. Principal Components Analysis (PCA) of the structural habitat variables (width, depth, flow, and bottom), the physical and chemical water variables (pH, conductivity: Cond, dissolved oxygen: DO, and temperature: Temp) to the sampling sites in Juréia-Itatins Ecological Station. Streams: Antas (A), Tetequera (T), Grajaúna (G), “Ponte 2” (P), Rio Verde (RV), “Riacho 1” (R), and Rio Preto (PR). Stretches: upper (1), middle (2), and lower (3). Percentages of explanation of the axes are given in parentheses.

Table 3. Numerical frequency of structural habitat variables (depth, stream flow, and bottom type), stream width (mean \pm standard deviation), and altitude (mean \pm standard deviation) of upper, middle and lower stretches of mountain streams and the lowland stream (Rio Preto), sampled in Juréia-Itatins Ecological Station, between April 2009 and February 2010.

Variables	Categories	Clearwaters			Blackwaters
		Upper	Middle	Lower	Rio Preto
Depth	Shallow	203	233	178	22
	Moderate	88	71	211	4
	Deep	1	4	16	0
Stream flow	Very slow	196	211	329	24
	Slow	40	46	32	2
	Moderate	27	27	36	0
	Fast	18	23	8	0
	Very fast	11	1	0	0
Bottom type	Clay	0	0	2	10
	Sand	19	49	189	11
	Gravel	18	38	39	1
	Pebble	46	112	121	0
	Rock	29	78	48	0
	Boulder	126	28	0	0
	Bed rock	52	0	0	0
	Plant debris	2	3	6	4
Silt	0	0	0	0	
Stream width (m)		4.69 \pm 2.96	4.72 \pm 3.24	6.18 \pm 6.69	2.04
Altitude (m)		53.3 \pm 19.8	30.8 \pm 15.0	19.5 \pm 7.7	14.0

Table 4. Total number of individuals (N), biomass (B), and average standard length (SL) of fish species from all sites, species richness, Shannon diversity index considering ichthyofauna ($H'_{\text{ichthyofauna}}$) and habitat structure (H'_{habitat}) of each sampled site in Juréia-Itatins Ecological Station, between April 2009 and February 2010. Streams: Antas (A), Tetequera (T), Grajauna (G), “Ponte 2” (P), Rio Verde (RV), “Riacho 1”, and Rio Preto (PR). Stretches: upper (1), middle (2), and lower (3). Site-specific columns represent the number of individuals for each species.

Species (Acronym)	N	B (g)	SL (cm)	A1	A2	A3	T1	T2	T3	G1	G2	G3	P1	P2	P3	RV1	RV2	RV3	R1	R2	R3	PR
<i>Asnyanx ribeirae</i> (Arib)	1032	1900.8	4.0	106	103	205	569	32	8	9												
<i>Mimogoniatos microlepis</i> (Mmic)	853	384.1	3.0	38	54		2		198	231												330
<i>Phalloceros cf. reisi</i> (Prei)	660	206.4	2.5	62	90		131	22	1	53	16		157	11	11	45	13	13	13	18	27	1
<i>Hollandichthys multifasciatus</i> (Hmul)	353	2025.9	6.1	10			11	2	3	18	4		86	46		1		1	66	61	29	16
<i>Pseudotothyris obtusa</i> (Pobt)	112	32.9	2.4						1	40												71
<i>Characidium cf. pterostictum</i> (Cpte)	100	63.9	3.3						19	39												42
<i>Acentronichthys leptos</i> (Alep)	94	152.9	6.0	10	9		1	2	9	16	20		11	10								6
<i>Characidium lauroi</i> (Clau)	71	23.9	2.8	2	21	5	3	21		3	14		6	26		1					1	
<i>Rhamdia quelen</i> (Rque)	66	3377.6	14.7	19	1				4	7	2											1
<i>Schizolecis guntheri</i> (Sgun)	58	24.7	2.9				13	29		9												
<i>Gymnotus pantherinus</i> (Gpan)	48	625.4	17.7				6			9			8	5	2	5				2		5
<i>Hyphessobrycon griemi</i> (Hgr)	41	9.1	2.1							3												36
<i>Rivulus santensis</i> (Rsan)	39	29.8	3.7							1			9						7	15	7	
<i>Characidium cf. schubarti</i> (Csch)	35	65.6	4.5	8												24	3					
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> (Hret)	27	18.7	3.0							1	2											24
<i>Kronichthys heylandi</i> (Khey)	24	16.8	3.3													1	22	1				
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Gbra)	21	307.9	6.5	6	8		5			1												1
<i>Scleromystax macropterus</i> (Smac)	11	19.8	3.6																			11
<i>Hoplias malabaricus</i> (Hmal)	3	253.5	15.7	1			1	1														
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Smar)	2	41.3	30.0				1															
Total	3650	9581.0		10	273	271	208	755	94	17	342	389	0	277	98	27	83	15	86	98	64	543
Species richness				2	9	8	2	10	7	4	12	14	0	6	5	3	6	3	3	5	4	12
$H'_{\text{ichthyofauna}}$				0.50	1.71	1.39	0.08	0.82	1.46	1.15	1.50	1.49	-	1.11	1.34	0.42	1.24	0.49	0.69	1.05	1.03	1.38
H'_{habitat}				2.09	1.93	1.71	2.38	2.21	2.12	2.13	2.12	1.84	1.89	1.89	1.66	2.09	2.07	1.76	1.72	1.78	1.26	1.80

3. 2 Ichthyofauna

A total of 3,650 specimens of six orders, 11 families and 20 species of freshwater fish (Appendix 2), comprising 9.6 kg of biomass were captured (Table 4, Figure 3). The orders Characiformes and Siluriformes were predominant, but Characiformes was the most representative in terms of number of individuals (69%), biomass (50%), and species richness (45%). The family Characidae predominated (Figure 3), mainly due to the abundance of *Astyanax ribeirae* (1,032 individuals), *Mimagoniates microlepis* (853 individuals), and *Hollandichthys multifasciatus* (353 individuals).

Scleromystax macropterus occurred exclusively in Rio Preto, while *Characidium cf. schubarti*, *Kronichthys heylandi*, *Hoplias malabaricus*, and *Synbranchus marmoratus* occurred only in clearwater and freshwater streams (Table 4).

Although the estuarine regions have been avoided in this study, four estuarine species were captured: *Eleotris pisonis* (Eleotridae) at Tetequera stream (site 3) and Rio Verde (sites 2 and 3), *Dormitator maculatus* (Eleotridae) at “Riacho 1” stream (sites 2 and 3), and *Awaous tajasica* and *Ctenogobius shufeldti* (Gobiidae). The gobies had a wider distribution: Antas and Tetequera streams (sites 2 and 3), Grajaúna stream and Rio Verde (sites 1, 2 and 3), “Ponte 2” and “Riacho 1” streams (site 3).

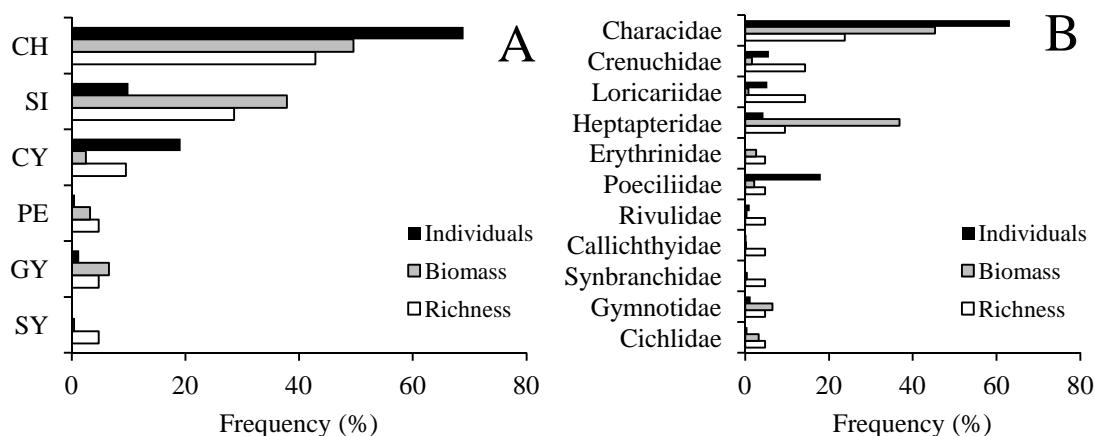


Figure 3. Number of individuals, biomass, and species richness, according to orders (A), and fish families (B), sampled in streams of Juréia-Itatins Ecological Station, between April 2009 and February 2010. Characiformes (CH), Siluriformes (SI), Cyprinodontiformes (CY), Perciformes (PE), Gymnotiformes (GY), and Synbranchiformes (SY).

The estimated species richness ranged from 20 (ACE) to 20.3 species (ICE), which was closed to the observed total richness (20 species) (Figure 4). Considering each of the 19 sampled sites, the observed species richness ranged from two to 14 species. In general, the highest richness values were associated with middle sites (five to 12 species), the lowest values to upper sites (two to four species), and intermediate values to the lower sites (three to fourteen species), in clearwater streams. In the Rio Preto, 12 species were recorded (Table 4).

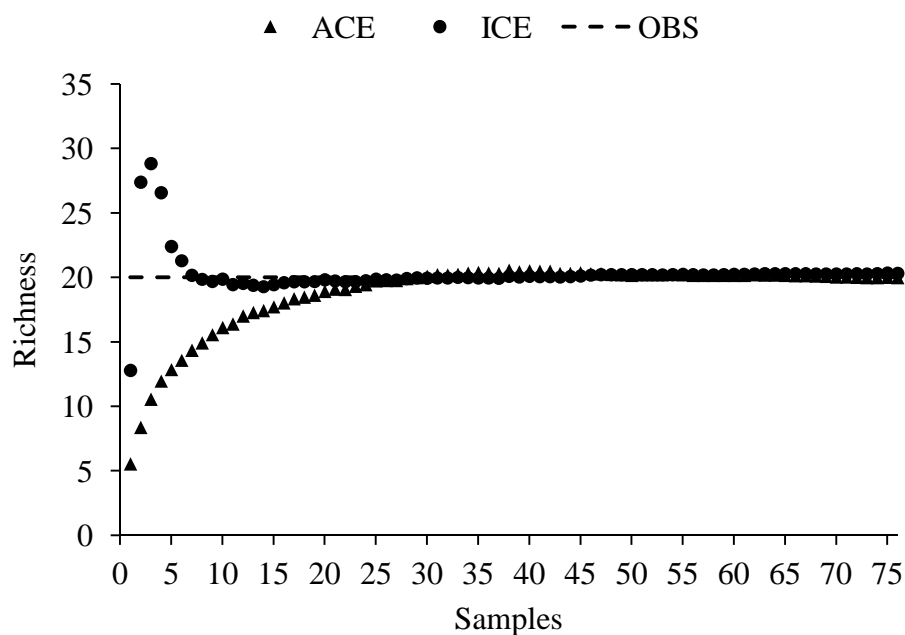


Figure 4. Species richness observed (OBS) and estimated by Abundance-based Coverage Estimator (ACE), and Incidence-based Coverage Estimator (ICE), considering the six clearwater streams (three sites in each one) and the blackwater stream, during the four temporal collections (totaling 76 sample units).

According to Shannon index, ichthyofauna was more diverse in middle stretches ($\bar{x}_{site\ 2} = 1.24 \pm 0.3$ sd) than upper stretches ($\bar{x}_{site\ 1} = 0.57 \pm 0.4$ sd) in clearwater streams. The lower stretches of clearwaters ($\bar{x}_{site\ 3} = 1.20 \pm 0.4$ sd), and the Rio Preto, had lower values of Shannon diversity index than in the middle sites, but higher than upper stretches (Table 4).

Differences in ichthyofauna diversity using the Shannon index values were found among sites (1, 2, 3) ($P = 0.046$), but not between seasons ($P = 0.520$) (Table 5). The

significant interaction between sites and habitat diversity (Table 5) indicated that the relationship between ichthyofauna diversity and habitat diversity among sites (1, 2, 3) were not the same (Figure 5). In the upper sites (1), species diversity decreased as the habitat diversity increased ($P = 0.035$), while in the lower sites (3) there was an opposite trend ($P = 0.205$). In the middle sites (2) there was a trend similar to that found for the upper sites, but it was not significant ($P = 0.821$).

Table 5. Results of the analysis for the ichthyofauna diversity, considering the six clearwater streams, sites (upper, middle, lower), four seasons, and habitat diversity estimated by Shannon index ($n = 63$; $r^2 = 0.95$).

Sources of variation	Sum of Squares	df	Mean Square	F ratio	P
Streams	1.504	5	0.301	2.031	0.098
Sites	0.998	2	0.499	3.368	0.046
Seasons	0.341	3	0.114	0.768	0.520
H'_{habitat}	21.432	1	21.432	144.671	< 0.001
Sites * Seasons	0.513	6	0.086	0.577	0.746
Sites * H'_{habitat}	1.063	2	0.531	3.587	0.038
Seasons * H'_{habitat}	0.263	3	0.088	0.593	0.624
Sites * Seasons * H'_{habitat}	0.480	6	0.080	0.541	0.774
Residual	5.185	35	0.148		

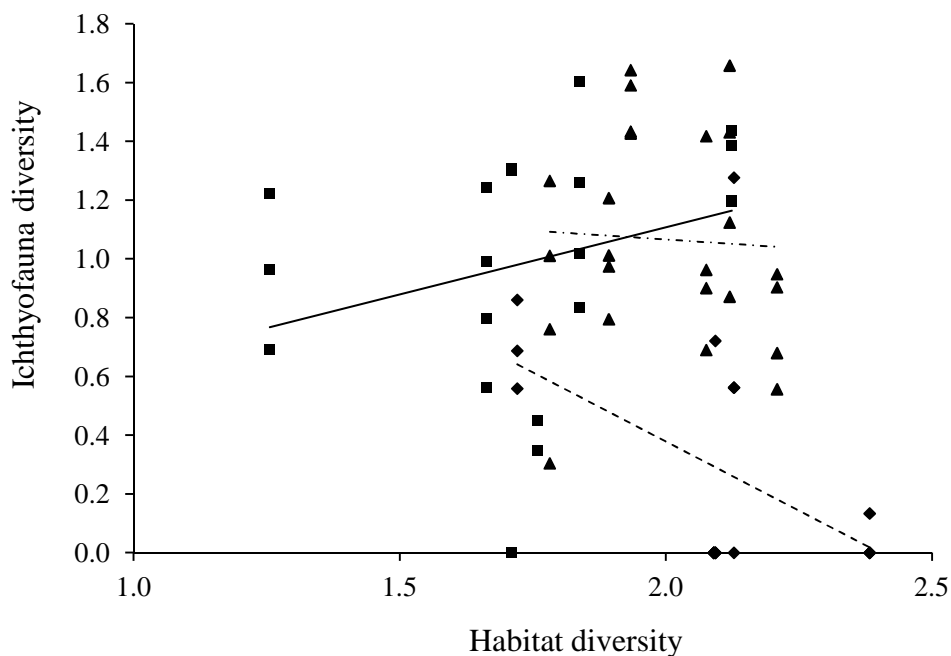


Figure 5. Simple linear regressions between ichthyofauna diversity and habitat diversity, considering the Shannon diversity index values to upper (\diamond dashed line $y = 2.26 - 0.94 x$; $r = 0.49$), middle (\blacktriangle dashed-dotted line $y = 1.30 - 0.12 x$; $r = 0.05$) and lower sites (\blacksquare unbroken line $y = 0.19 + 0.46 x$; $r = 0.30$) of clearwater streams.

The species-abundance curves showed that four species (*Astyanax ribeirae*, *Phalloceros* cf. *reisi*, *Mimagoniates microlepis*, and *Hollandichthys multifasciatus*) were considered dominant both in the rainy and dry season in the clearwater streams (Figure 6a-b), and *Hyphessobrycon griemi*, *H. reticulatus*, *Hoplias malabaricus*, and *Synbranchus marmoratus* were considered rare species, regardless of the season (Figure 6c). In Rio Preto, *M. microlepis* was the dominant species during both seasons (Figure 6d-e), and *P. cf. reisi*, *Rhamdia quelen* and *Geophagus brasiliensis*, was rare species regardless of the season (Figure 6f).

Overall, the similarity was greater among stretches of the same stream, according to ichthyofauna abundance, as showed by NMDS ordination analysis (Figure 7). Moreover, the similarity was greater between middle and lower stretches of Grajaúna stream and Rio Preto, “Riacho 1” and “Ponte 2”, and Tetequera and Antas streams. The upper stretches of Rio Verde and Antas stream had lower species similarity with the other sampled sites.

The CCA ordered the ichthyofauna according to their abundance in each site in relation to physical and structural characteristics of the habitat (Figure 8). In general, the CCA evidenced the differences in species composition among clear and blackwater streams, and reinforced the ordination produced by NMDS (Figure 7). The high conductivity, low pH and dissolved oxygen concentration explained the abundance of *Mimagoniates microlepis*, *Characidium pterostictum*, *Pseudotothyris obtusa*, *Hyphessobrycon griemi*, *H. reticulatus* and *Scleromystax macropterus* at Rio Preto. The abundance of some of these species approached the Rio Preto with middle and lower Grajaúna clearwater stretches. To “Riacho 1” and “Ponte 2” streams, the high conductivity and pH concentration were determinant to abundance of *Hollandichthys multifasciatus* in these streams. The occurrence of *Characidium* cf. *schubarti* and *Kronichthys heylandi* in Rio Verde showed the difference between this site in relation to other clearwater streams. Overall, clearwaters had larger bottom categories, higher flow velocity, dissolved oxygen and pH concentration in comparison to blackwaters.

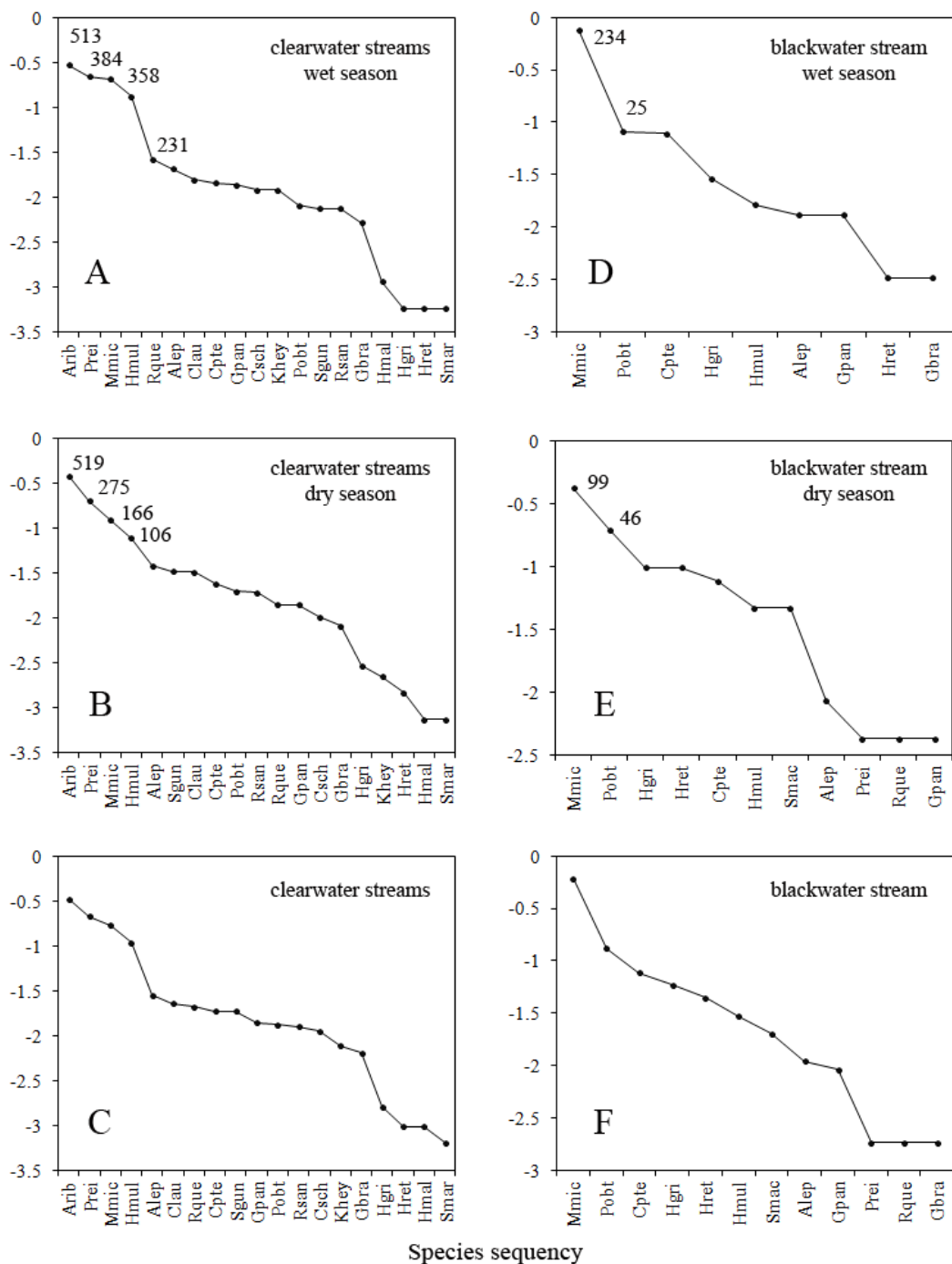


Figure 6. Species-abundance curves to clear and blackwater streams during the wet and dry seasons in Juréia-Itatins Ecological Station, between April 2009 and February 2010. Axis y corresponds to $\log p_i$ ($p_i = n_i/N$, where n represents the number of individuals of i species and N the total number of individuals caught in each season). Numbers inside panels indicate the number of individuals captured. The species acronyms are presented on Table 4.

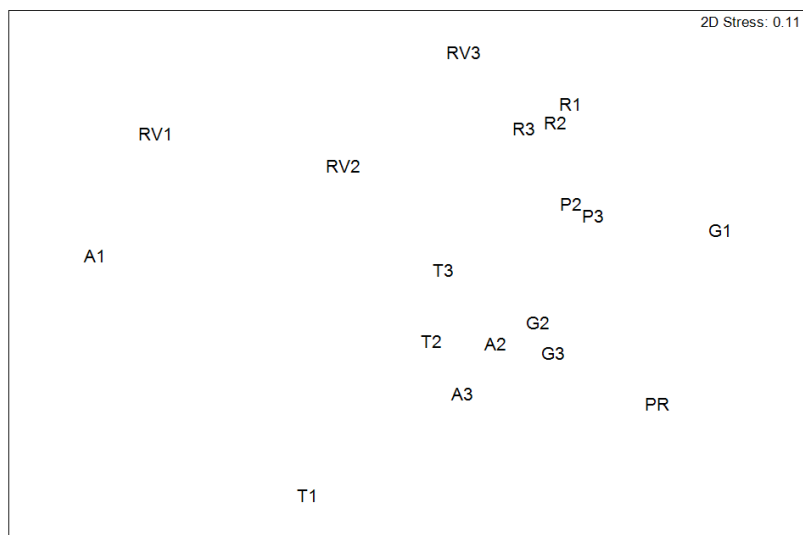


Figure 7. Biplot produced by Non-metric Multidimensional Scaling Analysis (NMDS), according to ichthyofauna abundance data in each site of Juréia-Itatins Ecological Station. Streams: Antas (A), Tetequera (T), Grajaúna (G), “Ponte 2” (P), Rio Verde (RV), “Riacho 1” (R), and Rio Preto (PR). Stretches: upper (1), middle (2), and lower (3). The exhibited stress value of 0.11 in 2-dimension corresponds to good ordination.

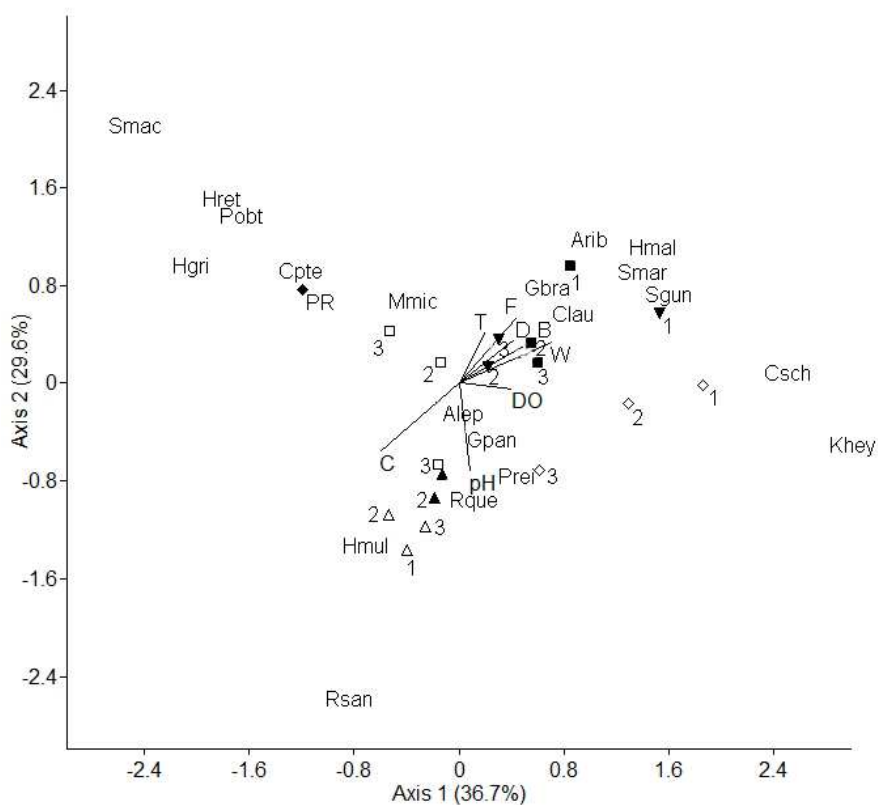


Figure 8. Ordination resulted from Canonical Correspondence Analysis (CCA), according to ichthyofauna abundance in each site in relation to physical and structural characteristics of the habitat. Habitat variables: temperature (T), pH concentration (pH), dissolved oxygen (DO), conductivity (C), stream width (W), stream flow (F), bottom type (B), and depth (D). Streams: Antas (▼), Tetequera (■), Grajaúna (□), “Ponte 2” (▲), Rio Verde (◇), “Riacho 1” (Δ), and Rio Preto (◆ PR). Stretches: upper (1), middle (2), and lower (3). Percentages of explanation of the axes are given in parentheses. The species acronyms are presented on Table 4.

4. Discussion

4. 1 Ichthyofauna composition and species richness

The freshwater fish fauna in the sampled streams in JIES is similar to other Brazilian coastal basins, with the predominance of orders Characiformes and/or Siluriformes (Sabino & Castro, 1990; Mazzoni & Lobón-Cerviá, 2000; Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Uieda & Uieda, 2001; Gerhard *et al.*, 2004; Serra *et al.*, 2007; Ferreira & Petreire Jr., 2009; Guimarães *et al.*, 2010; Mattox & Iglesias, 2010). The representativeness of Characidae species was also expected, since this family is one of the most speciose of the Neotropical region (Reis *et al.*, 2003).

Twenty freshwater fish species were registered at JIES in the present study, being very close to the observed value of the estimated richness, which demonstrates an effective collection effort. Due to dispersal limitations, the ichthyofauna of small and isolated coastal streams in tropical environments may be species-poor (Winemiller *et al.*, 2008). Sabino & Silva (2004) and Oyakawa *et al.* (2006) listed 35 and 34 species, respectively, at JIES (Appendix 3). The difference between species richness previously found of that reported in the current study is probably related to the isolation degree of streams. According to Winemiller *et al.* (2008), larger drainages tend to exhibit higher species richness (local and regional). Sabino & Silva (2004) and Oyakawa *et al.* (2006) sampled the Espraiado River which is directly inserted into a larger river system (tributary of the Una da Aldeia River which flows into the Ribeira de Iguape River), instead of the low-order streams sampled in the present study and, therefore, those authors found a greater species richness than us.

4. 2 Species distribution vs. habitat structures

In clearwater streams, the headwater stretches had lower richness and species diversity, while the opposite occurred in the lower sites. The highest richness and diversity of fish species were associated with the middle stretches. In general, the observed pattern of occurrence and distribution of fish species varied according to habitat structure, due to the altitudinal gradient in clearwater streams, and among clearwater streams and blackwaters at “restinga” forest. In JIES, the mountain streams are high-gradient as they are inserted in mountain regions that may reach 900 m, while lowland streams are low-

gradient, reaching around 5 m (Por, 1986). As the topography influences the geomorphology of coastal streams, the streams exhibit particular characteristics according to the altitude (high, medium and low) (Por, 1986; Winemiller *et al.*, 2008). Considering that biological communities change in a predictable way according to the geomorphological changes of the stream channel (Vannote *et al.*, 1980), the differences in fish assemblage composition among the sampled sites (upper, middle and lower) in mountain streams are probably related to the altitudinal gradient in association with habitat structures (stream depth, flow and bottom type).

The ichthyofauna is deeply influenced by depth, stream flow and bottom type (Angermeier & Schlosser, 1989 and others), which should therefore influence the structure of the ichthyofauna due to species' addition and substitution processes along the longitudinal gradient of distribution (Sheldon, 1968 and others). In JIES, the headwaters (high altitude) characteristically had high current, deep pools, and bottom dominated by boulders and bedrocks; included riffles and rapids, which selects species able to withstand the strong current, such as *Characidium* spp. and *Kronichthys heylandi*. The middle stretches (moderate elevation) had a wider diversity of bottom types, and pools and riffles mesohabitat alternated. Fish species occurring in these sites tend to segregate according to the mesohabitat availability, and the occurrence of many species with different characteristics in the middle stretches of the sampled streams was probably due to this. In general, the occurrence of characids and poeciliids species is related to pools or marginal backwater areas, while the presence of crenuchids and loricarids species is related to riffles (Sabino & Silva, 2004). *Astyanax ribeirae*, *Mimagoniates microlepis*, *Hollandichthys multifasciatus* (characids), *Phalloceros* cf. *reisi* (poeciliid), *Characidium* cf. *pterostrictum*, *C.* cf. *schubarti*, *C. lauroi* (crenuchids), *Schizolecis guntheri*, and *Kronichthys heylandi* (loricarids) occurred in those habitats in JIES. Finally, the lower stretches (low altitude) had slow flow, backwater areas with sandy bottom, pools and runs. These characteristics may have favored the occurrence of *Acentronichthys leptos*, *Gymnotus pantherinus*, *Geophagus brasiliensis*, *Hoplias malabaricus*, and *Synbranchus marmoratus* at lower sites. In addition, the lower reaches of coastal streams can be influenced by tidal fluctuations due to the proximity of the sea (Leung & Camargo, 2005), and thus the occurrence of some estuarine and/or marine fish is expected at these sites.

4. 3 Main clearwaters differences vs. blackwaters

The physical and chemical water variables do not seem to have influenced the distribution of species in clearwater streams, but the difference between fish assemblages composition of clearwater and blackwater streams may have been influenced by pH, conductivity and dissolved oxygen, as evidenced by CCA. The chemical characteristics depend largely on the types of rocks, the dry and rainy seasons, and also the composition of rain, which varies depending on proximity to the sea (Allan & Castillo, 2007). Blackwater streams occur in temperate and tropical forests (Meyer, 1990), and in Brazil, the hydrochemical differences of blackwaters from clearwaters were highlighted in Amazon rivers (Por & Lopes, 1994), but not in Atlantic forest streams. Blackwater streams invariably exhibit different characteristics from clearwaters, and lowland streams at JIES have acidic waters (Por, 1986), similar to that found in the Rio Preto. This condition can be stressful for most fish species; however, species that inhabit blackwater environments naturally tolerate low pH (Dunson *et al.*, 1977).

Nevertheless, the second highest species richness in streams sampled in JIES was recorded in the Rio Preto. *Mimagoniates microlepis*, *Pseudotothyris obtusa*, *Characidium cf. pterostictum*, *Hyphessobrycon griemi* and *H. reticulatus* were abundant species in this stream, but they were also sampled at two sites close to that (sites 2 and 3 of Grajaúna stream, with slightly acid clearwaters). According to Menezes & Weitzman (2009), *M. microlepis* is much more common in blackwater streams than previously thought. In fact, this species was more abundant in the Rio Preto and at adjacent sites (Grajaúna stream), than in clearwater streams distant from blackwater streams. At Itanhaém River in the coastal plain in the State of São Paulo, close to the JIES, Leung & Camargo (2005) found this species only in blackwater streams. In coastal streams, *P. obtusa*, *C. pterostictum*, *H. griemi* and *H. reticulatus* occur in clearwaters (Aranha *et al.*, 1998; Leung & Camargo, 2005; Becker *et al.*, 2008), but some of these species are also abundant inhabiting blackwater streams (Leung & Camargo, 2005). In addition, *Scleromystax macropterus* occurred exclusively in the Rio Preto, which supports the assertion of Oyakawa *et al.* (2006) that the species shows a preference for lentic and blackwater streams. The high similarity found between fish assemblages of Rio Preto and Grajaúna stream is related to the fact that the first stream is a tributary of the latter, which may promote the mixing of ichthyofauna and the sharing of species, such as *P.*

obtusa, *C. cf. pterostictum*, *H. griemi* and *H. reticulatus*. Thereby, the highest species richness was recorded at these sites.

4. 4 Seasonal distribution of species

Temporal differences were not found in the studied assemblages at JIES. In the tropics, it is common that seasonal habitat changes occur due to expansion and contraction of the aquatic environment (Lowe-McConnell, 1999). In these regions, the fish assemblages may be influenced by seasonal variations in food availability and/or for reproduction purposes (Kramer, 1978; Lowe-McConnell, 1999). In the study area, rainfall is high throughout the year without the presence of a pronounced dry season but a less rainy period (Marques & Duleba, 2004), and thus possibly the species diversity is not seasonally different. According to Esteves & Lobon-Cerviá (2001), torrential rains in coastal streams are common throughout the year and can influence fish's population size, among other factors. Species-abundance curves showed subtle differences in the abundance of few fish species of clearwater and blackwater streams of JIES, between rainy and dry seasons. Esteves & Lobon-Cerviá (2001) found that *Mimagoniates*, *Schizolecis* and *Deuterodon* were more abundant during the rainy season, and this may be related to the recruitment of young individuals in this period. The same may have occurred in clearwater streams to *Mimagoniates microlepis* (also at Rio Preto), and *Hollandichthys multifasciatus* which were more abundant in this study during the rainy season. However, some species such as *Acentronichthys leptos*, *Characidium lauroi*, *C. pterostictum*, *Schizolecis guntheri* and *Rivulus santensis* (clearwaters), and *Pseudotothyris obtusa*, *Hyphessobrycon griemi*, *H. reticulatus* and *Scleromystax macropterus* (blackwaters), were more abundant during the dry season in comparison to the rainy season. In this case, the efficiency of electrofishing should be taken into consideration, since the sampling efficiency may be lower during the rainy season due to increased flow (and decreased conductivity), which consequently affects the electric field and facilitates the escape of fish (Zalewski & Cowx, 1990).

4. 5 Species endemism and vulnerability to anthropogenic impacts

The high geographic isolation between freshwater systems results in endemism (Castro, 1999), i.e., many freshwater fish species are very restricted distributed (Nogueira *et al.*, 2010). Historical differences and speciation rates influence the species pool, which reflects on the local diversity (Allan & Castillo, 2007). Among the 20 species surveyed in this study, two are exclusive of the Ribeira de Iguape River basin (*Astyanax ribeirae* and *Characidium pterostictum*), one of the “coastal basin” (*Kronichthys heylandi*), and five are common to both drainages (*Acentronichthys leptos*, *Pseudotothyris obtusa*, *Schizolecis guntheri*, *Scleromystax macropterus*, and *Hyphessobrycon griemi*) (Oyakawa & Menezes, 2011). Furthermore, 15 are endemic to Atlantic forest streams (see Appendix 3). The high rate of species endemism in coastal drainages of Atlantic forests (Bizerril, 1994; Buckup, 1999; Ribeiro, 2006; Abilhoa *et al.*, 2011), is due to the large number of isolated watersheds and was confirmed in this study and others (Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Abilhoa & Bastos, 2009; Mattox & Iglesias, 2010; Nogueira *et al.*, 2010). The high geologic age of rivers and streams at JIES and the isolation of its small basins, as well as the geomorphology of the region, contribute to the restricted geographic distribution of fish species and other aquatic organisms (Por, 2004).

The endemism can increase the vulnerability of species to human impacts (Nogueira *et al.*, 2010). Sixty six of the 391 species in the State of São Paulo are under threat of extinction and of these, 19 occur in Ribeira de Iguape River basin and 14 in coastal drainages (Oyakawa *et al.*, 2009). In JIES, five threatened species were recorded to date (see Appendix 3). The Serra do Mar is embedded in a densely populated region of Brazil, where the Atlantic forest is under strong anthropogenic pressure, mainly at “restinga” forest. What remains of it is located in areas legally protected by conservation units, as JIES. Since fish species of this region represent a significant portion of the ichthyofauna of this biome (Oyakawa *et al.*, 2006), the creation of new protected areas as a conservation measure (such as the “Restinga de Bertiooga” State Park recently created), is particularly relevant.

4. 6 Estuarine fish species

Coastal streams can be influenced by sea in regions of estuaries subjected to the tides (Por, 1986), thus the presence of estuarine fish in the lower reaches of some streams in JIES was expected. Estuarine species were similar to those reported by Uieda & Uieda (2001), Leung & Camargo (2005), Ferreira & Petreire Jr. (2009), Guimarães *et al.* (2010), Mattox & Iglesias (2010), and Abilhoa *et al.* (2011) in Brazilian coastal streams. Leung & Camargo (2005) stated that most of these species are euryhaline and therefore would not find difficulties when entering rivers with low salinity, and probably this dependence with estuarine environment is related to its catadromous or amphidromous condition. In addition, the occurrence of marine-estuarine species in coastal streams decreases as the distance from the estuary increases (Leung & Camargo, 2005). Nevertheless, *Awaous tajasica* was found in distant reaches with little or no marine influence in two streams at JIES, as recorded by Uieda & Uieda (2001), Sabino & Silva (2004), and Guimarães *et al.* (2010) in other Brazilian coastal streams.

4. 7 Concluding remarks

Studies on the Brazilian coastal fish are scarce and this hinders the understanding of several aspects of ichthyofauna composition and distribution. This work showed that the relationship between habitat diversity and species diversity may vary among stretches within a stream, indicating a strong influence of altitude and habitat structure on fish diversity in clearwater streams. The importance of water variables (mainly pH) for organization of fish assemblages when comparing clear and blackwater streams was also evidenced. Moreover, we concluded that temporal variation (seasonality) is not an important factor for structuring fish assemblages in coastal streams of the Atlantic forest.

Considering that the studied streams are located in a conservation area and exhibit pristine features, the results of this study should provide subsidies for species management in degraded areas. Furthermore, undisturbed environments have become increasingly scarce. Thus, our data may be used as references for other studies requiring such information. The presence of many endemic fish species (and one endangered) in

JIES, reinforces the importance of legally protected areas from human impacts within the Atlantic forest biome.

5. Acknowledgments

This study was possible thanks to the dedication of the JIES' staff, especially Ílson Prado, Rubens Rogério de Prado and Roberto Nicácio da Costa. CSG is also indebted to César Cestari for his dedication in the field and support, to Francisco Langeani and Rodrigo Caires who carefully identified freshwater and estuarine fish species, respectively. Naércio Menezes helped with *Mimagoniates microlepis* identification. We also thank IBAMA/ICMBio (15744) and COTEC (260108-000.197/0 2008) for licenses, Jaime R. Somera for map illustration, Phyllis Reily for English revision, Lilian Casatti, Naércio A. Menezes, José Sabino, and Fabio C. Ferreira for comments, and two anonymous referees for suggestions that greatly improved the manuscript. This project was financially supported by CAPES and FAPESP (08/55029-5). FMSB receives grants from CNPq.

CAPÍTULO 2

Estrutura trófica e seletividade alimentar de peixes em riachos costeiros de águas claras e pretas da floresta Atlântica, região sudeste do Brasil

Resumo

A falta de conhecimento da ecologia dos peixes de água doce em riachos costeiros no estado de São Paulo é preocupante devido à degradação da Mata Atlântica. Considerando que o entendimento da distribuição e da estrutura trófica das espécies depende do conhecimento da disponibilidade dos recursos alimentares e da dieta das espécies, este trabalho teve como objetivo investigar a dieta e a estrutura trófica da ictiofauna de sete riachos costeiros, considerando a diversidade de insetos aquáticos. Os recursos alimentares (macroinvertebrados) foram amostrados com Surber e bandejas coletoras. A pesca elétrica foi utilizada para amostrar tanto a ictiofauna quanto os macroinvertebrados. Crustáceos e insetos foram os recursos alimentares mais abundantes. A análise da dieta de 18 espécies (dentre as 20 registradas) permitiu classificá-las em: insetívoras, herbívoras, invertívoras, perifitívoras, detritívoras e onívoras, sendo os insetos o item mais consumido. *Characidium* cf. *pterostictum*, *C. lauroi* e *C. cf. schubarti* foram altamente seletivos por Ephemeroptera devido ao consumo em grandes proporções deste recurso que apresentou baixa disponibilidade nos ambientes amostrados. Por outro lado, *Astyanax ribeirae*, *Mimagoniates microlepis*, *Hollandichthys multifasciatus* (Characidae) e *Rhamdia quelen* (Heptapteridae), consumiram principalmente os insetos com maior disponibilidade no ambiente, evidenciando o caráter oportunista destas espécies. Os peixes ingeriram uma proporção maior de itens de origem autóctone (espécies de hábitos bentônicos: *Pseudotothyris obtusa*, *Schizolecis guntheri*, *Kronichthys heylandi*, *Scleromystax macropterus*, *C. cf. pterostictum*, *C. lauroi* e *C. cf. schubarti*) em comparação aos itens alóctones (espécies que exploram ativamente a coluna d'água: *M. microlepis* e *H. multifasciatus*). Nenhuma espécie apresentou variação sazonal na dieta, o que deve estar relacionado com a oferta alimentar constante nos riachos amostrados durante o período de estudo, pois a abundância de insetos também não variou sazonalmente. A partir dos resultados obtidos das relações entre a diversidade de habitats e de espécies (peixes e insetos aquáticos), e devido à ausência de um padrão evidente na estrutura trófica da ictiofauna analisada em termos de guildas alimentares, sugere-se que os recursos alimentares (i.e. insetos aquáticos) não devem ser considerados como fatores limitantes para a distribuição da ictiofauna nos riachos estudados.

Palavras-chave: Macroinvertebrados aquáticos. Disponibilidade de recursos. Dieta.

Abstract

The lack of knowledge of the freshwater ichthyofauna of coastal streams in the State of São Paulo is a cause of concern, as these streams are inserted in the Atlantic forest, a Brazilian biome highly threatened by deforestation. Considering that the understanding of distribution and trophic structure of fish species depends on the knowledge of fish diet and food resource availability, this study aimed to investigate the diet and trophic structure of fish fauna of seven coastal streams, considering the diversity of aquatic insects along these streams. Food resources (macroinvertebrates) were sampled with Surber and trays. Electrofishing was used to sample both ichthyofauna and macroinvertebrates. Crustaceans and insects predominated among other food resources. The analysis of the diet of 18 species (among the 20 registered) allowed classify them as: insectivorous, herbivorous, invertivorous, periphytivorous, detritivorous, and omnivorous species. Insects were the most consumed food item. *Characidium* cf. *pterostictum*, *C. lauroi* and *C. cf. schubarti* were highly selective for Ephemeroptera, considering the low availability and high consumption of this food resource in the streams. In contrast, *Astyanax ribeirae*, *Mimagoniates microlepis*, *Hollandichthys multifasciatus* (Characidae) and *Rhamdia quelen* (Heptapteridae) consumed mainly insects with greater availability in the environment, evidencing the opportunism of these species. Fish species ate a greater proportion of autochthonous items (species of benthic habits: *Pseudotothyris obtusa*, *Schizolecis guntheri*, *Kronichthys heylandi*, *Scleromystax macropterus*, *C. cf. pterostictum*, *C. lauroi*, and *C. cf. schubarti*) in comparison to allochthonous items (species that actively exploit the water column: *M. microlepis* and *H. multifasciatus*). Seasonal variation in fish diets was not found, which should be related to the constant food supply in the sampled streams during the study period, considering that the abundance of insects also did not vary seasonally. The results obtained from the relationship between the diversity of habitats and species (fish and aquatic insects), and the absence of a clear pattern in the trophic structure of fish fauna analyzed in terms of feeding guilds, suggested that food resources (i.e. aquatic insects) should not be considered as limiting factors for the distribution of fishes in the studied streams.

Key words: Aquatic macroinvertebrates. Resource availability. Diet.

1. Introdução

A ictiofauna de água doce da região Neotropical está entre as mais ricas e compreende 4.475 espécies válidas e 1.550 espécies ainda não descritas, totalizando 6.025 espécies (Reis *et al.*, 2003). O Brasil abriga a maior parte desta diversidade e estimativas recentes apontam 2.587 espécies (Buckup *et al.*, 2007), sendo 393 registradas para o estado de São Paulo (Oyakawa & Menezes, 2011).

Segundo Oyakawa & Menezes (2011), quatro sistemas hidrográficos estão presentes no estado de São Paulo: bacia do alto rio Paraná, bacia do rio Paraíba do Sul, bacia do rio Ribeira de Iguape e “bacia Litorânea” (conjunto de pequenas drenagens costeiras independentes que deságuam diretamente no oceano Atlântico). O conhecimento da ictiofauna das bacias do rio Ribeira de Iguape e Litorânea no estado de São Paulo ainda é insatisfatório, considerando a enorme diversidade de espécies (Bizerril, 1994; 1995; Ribeiro, 2006; Menezes *et al.*, 2007; Abilhoa *et al.*, 2011; Oyakawa & Menezes, 2011). Poucos estudos foram realizados nesta região até o momento (e.g. Sabino & Castro, 1990; Buck & Sazima, 1995; Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Deus & Petrere Jr., 2003; Gerhard *et al.*, 2004; Sabino & Silva, 2004; Ribeiro *et al.*, 2006; Serra *et al.*, 2007; Ferreira & Petrere Jr., 2009; Mattox & Iglesias, 2010).

A grande diversidade da ictiofauna neotropical de água doce se reflete nas adaptações que as espécies desenvolveram para explorar os recursos alimentares disponíveis no ambiente (Lowe-McConnell, 1999). Os peixes podem exibir uma dieta especialista restrita a poucos itens alimentares, oportunista, quando se aproveitam de uma fonte alimentar abundante diferente daquela que compõe sua dieta usual, ou generalista, quando apresentam um espectro alimentar amplo sem preferência acentuada por nenhum tipo de recurso alimentar. Hábitos alimentares especialistas são mais evidentes quando os recursos preferenciais são abundantes (Gerking, 1994). O caráter oportunístico na alimentação de peixes é bem mais comum que a especialização trófica, pois oferece vantagens às espécies que exploram ambientes sazonais (Resende, 2000). Assim, a presença de espécies especialistas ou generalistas em um ambiente pode estar intimamente relacionada aos recursos alimentares disponíveis (Gerking, 1994).

A maioria das espécies exibe uma considerável plasticidade alimentar e que consiste basicamente na habilidade em tirar proveito de uma fonte alimentar mais vantajosa em um dado tempo. Em ambientes tropicais, a ocorrência de dietas flexíveis é característica

marcante para a maioria das espécies de peixes, sendo consequência de vários fatores, porém essa flexibilidade está relacionada principalmente com a disponibilidade da fonte alimentar no ambiente e que pode sofrer alterações espaço-temporais (Gerking, 1994; Lowe-McConnell, 1999).

Estudos sobre a alimentação de peixes são importantes por fornecerem o conhecimento básico sobre a biologia das espécies. Quando estes estudos são complementados com a avaliação e a quantificação dos recursos alimentares disponíveis no ambiente, possibilitam a compreensão da estruturação trófica das comunidades e a interação espécie-ambiente.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a dieta da ictiofauna durante os períodos chuvoso e seco, com o intuito de caracterizar a utilização dos recursos alimentares, a existência de sazonalidade e de preferência alimentar na dieta das espécies, para responder as seguintes questões específicas: (1) Existe um gradiente longitudinal de distribuição dos recursos alimentares nos riachos estudados? Se existe, a estrutura trófica da ictiofauna modifica de acordo com este gradiente? (2) Qual a relação entre a diversidade de habitats, a diversidade de espécies de peixes e a disponibilidade de recursos alimentares (i.e. diversidade de insetos aquáticos)?

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

A EEJI é uma Unidade de Conservação situada no litoral sul do estado de São Paulo, entre as latitudes 24° 18' – 24° 32' S e longitudes 47° 00' – 47° 30' W. Foi criada em 1987 com o objetivo básico de assegurar a integridade dos ecossistemas e proporcionar atividades com fins educacionais e científicos. Sua área de aproximadamente 80.000 ha abrange os municípios de Iguape (63.190,97 ha), Peruíbe (8.427,03 ha), Miracatu (4.942 ha) e Itariri (3.270 ha). Nesta região, o clima é classificado como subtropical úmido sem uma estação seca pronunciada (tipo Af, segundo classificação de Köppen). A estação quente e chuvosa ocorre de outubro a abril, e a estação menos chuvosa (aqui denominada de período seco) de maio a setembro (Tarifa, 2004). As médias anuais de pluviosidade e temperatura são 2.277 mm e 21,4°C, respectivamente (Marques & Duleba, 2004).

A EEJI possui uma rede hidrográfica diversificada, compreendendo tipos diferentes de águas, de acordo com suas características hidrológicas e químicas: rios e riachos de serra (águas claras), de planície ou restinga (águas pretas), além de pequenas áreas estuarinas caracterizadas como zonas de transição entre os ambientes marinho e de água doce (Por, 1986; Por & Lopes, 1994). As diferenças estão relacionadas principalmente com a topografia, o tipo de solo e a fitofisionomia vegetacional predominante no sistema de drenagem. Assim, os riachos de serra que drenam a floresta ombrófila densa (terreno pré-cambriano) possuem águas claras, pobres em nutrientes (pH ~ 5), enquanto os riachos de planície possuem águas pretas ricas em substâncias húmicas (pH ~ 4), devido a presença da floresta de restinga (solos aluviais, podzólicos e hidromórficos).

As regiões estuarinas são margeadas pela vegetação de mangue e influenciadas pelo regime das marés, por isso possuem águas salobras (Por, 1986; Por & Lopes, 1994). A EEJI é drenada principalmente pelo rio Una do Prelado (ou Comprido), um rio de planície de médio porte (100 km de extensão), e seus principais tributários: Cacunduva, Boguçá, Itinguçu, Aguapeú e Palhal. Além do rio Una, a EEJI possui uma série de riachos de menor porte, afluentes do Una ou que deságuam diretamente no mar (Por, 1986; Por & Lopes, 1994; Por, 2004). Detalhes da região de estudo foram mostrados no mapa do Capítulo 1.

2. 2 Amostragem e processamento dos dados

Os locais amostrados incluíram os seguintes riachos de águas claras: ribeirão das Antas, ribeirão Tetequera, ribeirão Grajaúna, ribeirão da “Ponte 2”, Rio Verde, “Riacho 1” (riachos de serra); e o riacho de águas pretas: Rio Preto (riacho de planície) (Tabela 1). As aspas indicam nomes fictícios para os riachos sem nome. Nos riachos de águas claras, os pontos de coleta foram selecionados de forma que incluíssem os trechos superior (ponto 1), médio (ponto 2) e inferior (ponto 3) de cada riacho. Apenas um ponto foi amostrado no riacho de águas pretas. A escolha dos pontos foi baseada em cartas topográficas, levando em consideração principalmente as características estruturais do hábitat e a altitude de cada local. Outros riachos de águas pretas não

Tabela 1. Descrição dos pontos amostrais na Estação Ecológica Juréia-Itatins, indicando os riachos de águas claras (*) e de águas pretas (**), a localização geográfica, ordem (escala 1:50.000), altitude, sombreamento e estado de preservação da vegetação ripária (P: preservada, PD: parcialmente desmatada, D: desmatada). Pontos: superiores (1), médios (2), e inferiores (3).

Riachos	Trechos	Coordenadas	Ordem	Altitude (m)	Sombreamento	Vegetação ripária
Antas *	1	24°21'26.90"S 47°02'15.60"W	2	49	> 76%	PD
	2	24°21'37.00"S 47°02'15.20"W	2	19	> 76%	PD
	3	24°21'43.28"S 47°02'15.34"W	2	15	> 76%	PD
Tetequera *	1	24°23'18.00"S 47°05'53.70"W	1	41	26–50%	PD
	2	24°23'25.70"S 47°05'49.30"W	2	25	0–25%	D
	3	24°23'00.20"S 47°04'50.30"W	2	16	51–75%	PD
Grajaúna *	1	24°31'03.10"S 47°12'48.90"W	1	60	> 76%	P
	2	24°31'08.10"S 47°12'42.90"W	2	30	51–75%	P
	3	24°31'17.30"S 47°12'04.40"W	2	15	> 76%	P
“Ponte 2” *	1	24°32'18.80"S 47°12'46.40"W	1	45	> 76%	P
	2	24°32'23.00"S 47°12'44.90"W	2	30	> 76%	P
	3	24°32'30.00"S 47°12'39.60"W	2	18	> 76%	P
Rio Verde *	1	24°32'52.60"S 47°14'37.20"W	2	90	26–50%	P
	2	24°32'52.10"S 47°14'17.50"W	3	60	26–50%	P
	3	24°32'54.10"S 47°14'04.50"W	3	35	26–50%	P
“Riacho 1” *	1	24°33'05.50"S 47°13'55.70"W	1	35	> 76%	P
	2	24°33'02.50"S 47°13'55.90"W	2	21	> 76%	P
	3	24°32'59.47"S 47°13'57.97"W	2	18	> 76%	P
Rio Preto **	-	24°31'17.30"S 47°12'04.40"W	1	14	> 76%	P

foram selecionados por não serem de porte semelhante aos demais que foram selecionados e/ou por sofrerem influência marinha. Os trechos muito próximos de regiões de estuários foram evitados por possuírem forte influência do regime de marés, porém, apesar disso, alguns trechos inferiores possivelmente foram afetados pelas águas salobras durante os períodos de maré alta. Portanto, as coletas foram praticadas durante as ocasiões de maré baixa sempre que possível (luas minguante e crescente), para minimizar a influência marinha. Dessa forma, 19 pontos amostrais foram selecionados (Apêndice 1). Quatro coletas foram realizadas durante o período de um ano (outono: 08 a 14 de abril de 2009, inverno: 28 de julho a 04 de agosto de 2009, primavera: 05 a 12 de novembro de 2009, e verão: 02 a 09 de fevereiro de 2010). As características detalhadas dos pontos amostrados estão descritas no Capítulo 1.

2. 2. 1 Fatores ambientais

Os parâmetros físicos e químicos da água como o pH, a condutividade, o oxigênio dissolvido e temperatura, foram medidos em cada coleta durante o ano (quatro amostras). O método de Winkler foi utilizado para medir o teor de oxigênio dissolvido, de acordo com Moraes (2001). Os demais parâmetros foram obtidos no campo com um analisador digital Marte, modelos MB 10P e MB 11P.

A estrutura do hábitat foi avaliada de acordo com a largura (m), velocidade da corrente (m.s^{-1}), profundidade (cm) e tipo de substrato predominante (argila: < 0,05; areia: 0,05–2; cascalho: 2–10; seixo: 10–100; pedra: 100–300; matacão: > 300 mm; leito de rocha; vegetação e lodo), conforme Gorman & Karr (1978) modificado. Uma média ponderada foi calculada para o tipo de substrato, de acordo com a fórmula: $\bar{x} = \Sigma (f_i * x_i) / \Sigma f_i$, considerando a frequência numérica (f) e o peso (x) de cada i categoria de substrato (argila = 1, areia = 2, cascalho = 3, seixo = 4, pedra = 5, matacão = 6 e leito de rocha = 7).

O sombreamento proporcionado pela cobertura da vegetação ripária (0–25%, 26–50%, 51–75% e acima de 76%) e o seu estado de preservação (preservada, parcialmente desmatada e desmatada) também foram registrados. Para a coleta dos dados de estrutura dos ambientes, foram selecionados trechos de 100 m de forma que abrangessem o trecho de 50 m onde a coleta da ictiofauna foi realizada. Transectos lineares de 10 m

foram utilizados para a tomada das variáveis estruturais do hábitat, em segmentos a cada 1 m de distância. A largura e a profundidade foram medidas com o auxílio de uma trena, a velocidade da corrente com um fluxômetro mecânico General Oceanics e o substrato classificado visualmente, segundo as categorias estabelecidas. A caracterização do ambiente foi realizada somente uma vez entre 11 e 20 de junho de 2010 em todos os pontos amostrais.

2. 2. 2 Ictiofauna

Em cada ponto amostral, os peixes foram capturados com o auxílio de um aparelho de pesca elétrica em trechos de 50 m, onde o aparelho foi passado uma vez sem o uso de rede de contenção. A pesca elétrica foi utilizada de acordo com as condições de campo. Em locais de fácil acesso, o aparelho de pesca elétrica consistiu de um retificador de corrente (alimentado por um gerador Yamaha), conectado a dois puçás. Em locais de difícil acesso, utilizou-se um aparelho de pesca elétrica portátil da Smith-Root, Inc (modelo: LR-24), com dois puçás. Os puçás foram manuseados por duas pessoas que caminharam no riacho em sentido contrário à corrente, vestindo macacões e luvas isolantes. Os peixes sujeitos ao campo elétrico foram atraídos por galvanotaxia anódica e retidos nos puçás. A voltagem utilizada foi 500 V com corrente direta. Devido a maior largura do ponto 3 do Rio Verde e a fim de tornar a captura mais eficiente neste local, este trecho foi dividido ao meio, onde primeiro percorreu-se o trecho da margem direita e, logo após, o da margem esquerda. Em abril de 2009, a pesca elétrica não foi realizada no ponto 1 do “Riacho 1” devido ao baixo volume de água no local.

Os peixes capturados foram anestesiados com benzocaína e posteriormente fixados em formalina a 10% por até 48 horas (em média). No laboratório, os peixes foram conservados em álcool 70% até o início da tomada de dados. Os exemplares foram medidos quanto ao comprimento total e padrão (mm) e pesados (g).

A identificação dos peixes foi feita por especialistas e o material testemunho das espécies de água doce encontra-se depositado na coleção de peixes do Departamento de Zoologia e Botânica, UNESP, São José do Rio Preto (SP) (DZSJRP 13234-1358), e as espécies estuarinas no “Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo” (MZUSP 110173-110180).

No laboratório, os exemplares foram medidos quanto ao comprimento total e padrão (mm) e pesados (g). Cada indivíduo foi eviscerado para a determinação do sexo, grau de repleção estomacal (GR), grau de gordura acumulada (GA) na cavidade visceral e estágio de maturação gonadal (EM). Os estômagos foram classificados em três categorias: 1 (sem alimento), 2 (parcialmente cheio) e 3 (repleto). A cavidade visceral foi analisada quanto ao grau de gordura acumulada, considerando-se as categorias: 1 (sem gordura), 2 (parcialmente com gordura) e 3 (repleto). Os estádios de maturidade gonadal foram definidos macroscopicamente, considerando a aparência dos ovócitos (no caso de fêmeas), cor, vascularização e transparência das gônadas, nas seguintes categorias: estágio A (imaturo), estágio B (em maturação ou repouso), estágio C (maduro) e estágio D (esgotado), de acordo com Vazzoler (1996).

2. 2. 3 Recursos alimentares

A coleta de macroinvertebrados aquáticos e terrestres foi realizada com a finalidade de quantificar os recursos alimentares disponíveis no ambiente nos mesmos locais em que a coleta da ictiofauna foi realizada.

A metodologia de coleta de material alóctone seguiu Uieda & Kikuchi (1995) modificado. Foram utilizados dois coletores (bandejas nas dimensões 34 x 23 cm) parcialmente cheios com água e algumas gotas de detergente puro em cada ponto amostrado, totalizando 42 coletores. Os coletores permaneceram em torno de 24 h no ambiente.

A coleta de macroinvertebrados bentônicos foi realizada com um amostrador Surber (área 900 cm² e malha de 250 µm), segundo protocolo descrito por Silveira *et al.* (2004), modificado. Em cada ponto amostrado, a área delimitada pelo amostrador foi manualmente perturbada por 5 minutos, sob o tipo de substrato predominante no local. Além disso, os macroinvertebrados aquáticos associados à coleta da ictiofauna com pesca elétrica também foram contabilizados.

Os invertebrados coletados foram fixados e conservados em álcool 70%. A identificação dos exemplares foi realizada com o auxílio de literatura especializada (Borror & DeLong, 1969; Fernández & Domínguez, 2001; Costa *et al.*, 2006; Mugnai *et al.*, 2010; Triplehorn & Johnson, 2011) e confirmada por um especialista.

2. 2. 4 Dieta da ictiofauna

A dieta dos peixes foi determinada pela análise do conteúdo estomacal de estômagos parcialmente cheios (GR = 2) e cheios (GR = 3), ou da primeira porção do trato digestivo (para espécies sem estômago diferenciado) sob estereomicroscópio. Os itens alimentares foram identificados com auxílio de literatura especializada (Borror & DeLong, 1969; Fernández & Domínguez, 2001; Costa *et al.*, 2006; Mugnai *et al.*, 2010; Triplehorn & Johnson, 2011) até o menor nível taxonômico possível.

2. 3 Análise dos dados

2. 3. 1 Recursos alimentares

A diversidade α de insetos aquáticos foi estimada pelo índice de diversidade de Shannon ($H'_{insetos}$), usando os valores de abundância e considerando os seis riachos de águas claras (três trechos em cada um) e o riacho de águas pretas durante as quatro estações do ano, com o *software* PAST (Hammer *et al.*, 2001). Inicialmente, as variações espaço-temporais da $H'_{insetos}$ entre os trechos (1, 2, 3) e as quatro estações do ano, e a dependência com a diversidade de habitats, foram verificadas pelo modelo: $H'_{insetos} = R + T + E + H'_{habitats} + T * E + T * H'_{habitats} + E * H'_{habitats} + T * E * H'_{habitats}$, onde $H'_{insetos}$ é a diversidade de insetos estimada pelo índice de Shannon, R é o efeito dos riachos, T é o efeito dos trechos, E é o efeito das estações e $H'_{habitats}$ é a diversidade de habitats estimada pelo índice de Shannon. Considerando que nenhuma das interações foi considerada significativa ($P > 0,05$), estas interações foram retiradas do modelo. Dessa forma, o modelo foi simplificado, como segue: $H'_{insetos} = R + T + E + H'_{habitats}$. O Rio Preto foi excluído dessa análise devido à ausência de réplicas espaciais nesse riacho.

Uma análise de regressão linear simples foi usada para verificar a dependência da diversidade de insetos aquáticos sob a diversidade de habitats, de acordo com o modelo: $H'_{insetos} = a + b H'_{habitats} + e$, onde $H'_{insetos}$ é a diversidade de insetos aquáticos estimada pelo índice de Shannon, $H'_{habitats}$ é a diversidade de habitats estimada pelo índice de Shannon, e é o resíduo (com distribuição normal e variância constante), e a e b são os parâmetros do modelo que representam o intercepto e a inclinação, respectivamente. Considerando que o modelo utilizado para verificar a variância

espaço-temporal indicou a ausência de uma interação significativa entre os trechos (1, 2, 3) e a diversidade de habitats (evidenciando que a relação entre a diversidade de insetos e a diversidade de habitats entre os trechos é a mesma), estes dados foram agrupados.

Os recursos alimentares foram classificados quanto à origem em alóctone ou autóctone, considerando sua ocorrência em termos de frequência numérica e de biomassa.

2.3.2 Dieta da ictiofauna

A análise da dieta foi feita baseando-se nos percentuais da frequência de ocorrência (F_o), do peso (P) e do número de componentes de cada item alimentar (N). O Índice Alimentar (IA), proposto por Kawakami & Vazzoler (1980), foi calculado substituindo-se o volume pelo peso dos itens, segundo a fórmula: $IA = (F_o * P) / \sum(F_o * P)$, onde P é a frequência de ocorrência do item em peso (%). O hábito alimentar das espécies foi definido a partir dos itens predominantes na dieta (i.e. $IA > 15\%$), conforme estabelecido por Pinto & Uieda (2007).

A similaridade entre as dietas apresentada pela ictiofauna foi analisada baseando-se na matriz de valores de IA atribuídos a cada item alimentar. Utilizou-se o índice de Bray-Curtis e o método de ligação simples. Os dados foram transformados em $\log(x+1)$ com o intuito de padronizá-los (Legendre & Legendre, 1998). O resultado foi exibido na forma de dendrograma e esta análise foi realizada utilizando o *software* PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006).

Para verificar a diferença da dieta das espécies entre o período chuvoso e o período seco foi utilizado o teste de Mann-Whitney aplicado aos valores de IA . Para cada espécie, a dinâmica da atividade alimentar foi avaliada através da distribuição das frequências do GR, GA e EM. As tabelas de contingência foram testadas pelo χ^2 para verificar a dependência destas variáveis com os períodos do ano (Zar, 2010). Foi estabelecido o nível de significância $\alpha = 5\%$ para as análises estatísticas.

Visto que os insetos representam um recurso alimentar muito utilizado por várias espécies de peixes de riacho, o Índice Relativo de Importância (IRI) foi calculado para as espécies que tiveram $IA > 15\%$ para este item a fim de determinar o grupo (e.g. ordem) predominante na dieta dos peixes. O IRI, proposto por Pinkas *et al.* (1971), foi

calculado substituindo-se o volume pelo peso dos itens alimentares, segundo a fórmula: $IRI = (N + P) * Fo$, onde N é a frequência de ocorrência (%) numérica do item, obtido conforme Hyslop (1980), e P é a frequência de ocorrência (%) do item em peso.

A avaliação da seletividade (preferência) dos grupos de insetos pelas espécies de peixes foi realizada utilizando-se o índice de Eletividade (E) de Ivlev (1961), onde se estabeleceu a proporção dos itens consumidos pela espécie com a proporção dos itens disponíveis no ambiente: $E = (r_i - P_i)/(r_i + P_i)$, onde r_i é a frequência de ocorrência (%) de cada item i no conteúdo estomacal e P_i é a frequência de ocorrência (%) de cada item i disponível para as espécies no ambiente (%). O índice de eletividade varia de -1 a +1, e a seletividade é considerada positiva quando $E > 0$, negativa quando $E < 0$ e ausente quando $E = 0$ (Ivlev, 1961). A seletividade foi considerada alta quando $E \geq 0,5$, porém, a determinação da relevância da seletividade foi considerada quando 75% do item i consumido por uma determinada espécie estava pouco disponível no ambiente, i.e., quando a frequência de ocorrência do item i no ambiente foi igual a 25% em relação aos demais itens.

A importância de itens alóctones e autóctones na dieta das espécies foi realizada avaliando-se a presença destes recursos em termos de frequência numérica e de biomassa.

Uma abordagem multivariada foi utilizada para ordenar os grupos tróficos obtidos em relação aos locais amostrados (trechos superior, médio, inferior nos seis riachos de águas claras e o Rio Preto), considerando a biomassa de cada grupo trófico por local. A dimensionalidade dos dados foi reduzida em uma Análise de Correspondência (AC) e os dados foram transformados em $\log(x+1)$ com o intuito de padronizá-los (Legendre & Legendre, 1998). Esta análise foi realizada com o *software* PAST (Hammer *et al.*, 2001).

3. Resultados

3.1 Fatores ambientais e diversidade do hábitat

As características dos pontos amostrados tais como o sombreamento e o estado de preservação da vegetação ripária, estão apresentadas na Tabela 1.

De modo geral, os resultados apresentados no Capítulo 1 evidenciaram as diferenças físicas e químicas dos parâmetros da água e das variáveis estruturais do hábitat entre os riachos de águas claras e pretas. Os riachos de águas pretas apresentaram condutividade alta, baixa concentração de pH e de oxigênio dissolvido, águas lânticas e categorias menores de substrato, enquanto os riachos de águas claras apresentaram características opostas.

Nos riachos de águas claras, a diversidade de hábitats foi maior nas cabeceiras (trecho superior) e diminuiu gradualmente em direção à foz (trechos médio e inferior). No Rio Preto, a diversidade de hábitats foi semelhante aos trechos inferiores de alguns riachos de águas claras.

3. 2 Composição e diversidade da ictiofauna

Vinte espécies de água doce representantes de 11 famílias e seis ordens foram capturadas, totalizando 3.650 indivíduos (Tabela 2, Apêndice 2). *Astyanax ribeirae*, *Mimagoniates microlepis*, *Phalloceros cf. reisi* e *Hollandichthys multifasciatus* foram espécies numericamente abundantes durante o estudo. O padrão de riqueza e diversidade de espécies foi analisado no Capítulo 1, no qual foi evidenciado que a ictiofauna se distribuiu de modo diferente entre os pontos amostrados, porém sem variações sazonais. Nos trechos superiores (1), a diversidade de peixes diminuiu conforme a diversidade de hábitats aumentou, enquanto nos trechos inferiores (3) houve a tendência contrária. Nos trechos médios, a tendência foi semelhante à encontrada para os trechos superiores, porém não significativa.

3. 3 Recursos alimentares

No total, foram capturados 21.451 exemplares de invertebrados (Tabela 3). Crustacea e Insecta foram predominantes, seguidos de Collembola, Arachnida, Annelida, Mollusca, Nematoda e Diplopoda (Tabela 3, Figura 1a). Dentre os Insecta, as ordens Blattodea e Diptera foram abundantes em termos de biomassa e de número de indivíduos, respectivamente (Tabela 3, Figura 1b).

De acordo com o índice de Shannon, a diversidade de insetos foi maior nos trechos médios ($\bar{x}_{trecho\ 2} = 1,88 \pm 0,4$ dp) e no Rio Preto, do que nos trechos inferiores ($\bar{x}_{trecho\ 3} = 1,62 \pm 0,4$ dp) dos riachos de águas claras. Os trechos superiores ($\bar{x}_{trecho\ 1} = 1,69 \pm 0,5$ dp) tiveram valores de Shannon menores do que os trechos médios, porém maiores do que os trechos inferiores (Tabela 3).

Tabela 2. Número de indivíduos capturados e número de estômagos analisados para cada espécie amostrada nos riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. Ordens: Characiformes (CH), Cyprinodontiformes (CY), Gymnotiformes (GY), Perciformes (PE), Siluriformes (SI), Synbranchiformes (SY).

Espécies (Acrônimos) Famílias, Ordens	Indivíduos	Estômagos
<i>Astyanax ribeirae</i> (Arib) Characidae, CH	1.032	492
<i>Mimagoniates microlepis</i> (Mmic) Characidae, CH	853	436
<i>Phalloceros</i> cf. <i>reisi</i> (Prei) Poeciliidae, CY	660	40
<i>Hollandichthys multifasciatus</i> (Hmul) Characidae, CH	353	272
<i>Pseudotothyris obtusa</i> (Pobt) Loricariidae, SI	112	56
<i>Characidium</i> cf. <i>pterostictum</i> (Cpte) Crenuchidae, CH	100	66
<i>Acentronichthys leptos</i> (Alep) Heptapteridae, SI	94	60
<i>Characidium lauroi</i> (Clau) Crenuchidae, CH	71	49
<i>Rhamdia quelen</i> (Rque) Heptapteridae, CH	66	27
<i>Schizolecis guntheri</i> (Sgun) Loricariidae, SI	58	20
<i>Gymnotus pantherinus</i> (Gpan) Gymnotidae, GY	48	34
<i>Hyphessobrycon griemi</i> (Hgri) Characidae, CH	41	18
<i>Rivulus santensis</i> (Rsan) Rivulidae, CY	39	24
<i>Characidium</i> cf. <i>schubarti</i> (Csch) Crenuchidae, CH	35	29
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> (Hret) Characidae, CH	27	18
<i>Kronichthys heylandi</i> (Khey) Loricariidae, SI	24	4
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Gbra) Cichlidae, PE	21	6
<i>Scleromystax macropterus</i> (Smac) Callichthyidae, SI	11	8
<i>Hoplias malabaricus</i> (Hmal) Erythrinidae, CH	3	0
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Smar) Synbranchidae, SY	2	0
Total	3.650	1.659

Tabela 3. Número total de invertebrados (N), índice de diversidade de Shannon considerando somente os insetos aquáticos ($H'_{insetos}$) e a estrutura do hábitat ($H'_{hábitats}$) de cada trecho de riacho amostrado na Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. Riachos: Antas (A), Tetequera (T), Grajaúna (G), “Ponte 2” (P), Rio Verde (RV), “Riacho 1” (R), e Rio Preto (PR). Pontos: superiores (1), médios (2), e inferiores (3). Indivíduos imaturos: larva + pupa. Insetos terrestres (*), insetos aquáticos (**). Os valores nas colunas específicas de cada trecho amostrado nos riachos representam a frequência de ocorrência (%) de cada grupo de invertebrado.

	N	A1	A2	A3	T1	T2	T3	G1	G2	G3	P1	P2	P3	RV1	RV2	RV3	R1	R2	R3	PR
Nematoda	6		0,07			0,03					0,05		0,89							
Mollusca																				
Bivalvia	4								0,31								0,28			
Gastropoda	4		0,20																	
Ampulariidae	1			0,20												0,20		0,24		
Planorbidae	3		0,07																	
Annelida - Oligochaeta	21							0,07							2,02					
Arachnida																				
Acari	24	0,05	0,07	0,20	0,09	0,03	0,66	0,17	0,08	0,14	0,20	0,60					0,28	0,48		
Araneae	67	0,14	0,07	0,20	0,14	0,13	0,66	0,25	0,49	0,16	0,19	0,40	0,89	0,92	0,40	0,59	1,98	1,20	2,70	
Crustacea																				
Malacostraca - Amphipoda	2				0,05								0,30							
Malacostraca - Decapoda	17116	90,12	92,38	85,49	49,02	89,27	70,72	76,19	85,01	89,81	89,89	85,60	50,30	64,20	62,90	71,99	74,50	59,86	59,46	86,04
Malacostraca - Isopoda	2												0,09							
Diplopoda	2			0,20																0,09
Collembola	159	0,32	0,99	1,57	0,27	0,78	3,29	0,17	0,28	0,54	0,61	0,89	6,25	0,23	0,10	0,59	0,85	1,44	2,16	0,46
Insecta																				
Ephemeroptera (ninfia)**	1259	0,82	0,59	1,18	40,85	2,66	7,24	2,54	2,45	0,39	0,19	0,79	0,30	6,47	5,24	2,76	4,25	2,40	1,62	
Baetidae (ninfia)**	228	1,33	0,39					5,68			1,97		4,76	1,62	3,73	4,73				
Euthyplociidae (ninfia)**	3			0,20				0,08	0,07											
Leptophlebiidae (ninfia)**	128	3,52						0,59												
Oligoneuridae (ninfia)**	1		0,07											0,23	1,41					
Odonata																				
Anisoptera (ninfia)**	13					0,66		0,14	0,08			0,10		0,10	0,20	0,24				0,18

Tabela 3. *Continuação.*

	N	A1	A2	A3	T1	T2	T3	G1	G2	G3	PI	P2	P3	RV1	RV2	RV3	R1	R2	R3	PR
Psephenidae (larva)**	3	0,05	0,07		0,05															
Megaloptera - Corydalidae (larva)**	7							0,07	0,05					0,46	0,30					
Hymenoptera (adulto)*	182	0,09	0,79	1,57	0,50	0,42	2,14	0,68	1,05	1,48	0,61	1,49	3,27	0,92	0,50	1,38	1,70	2,40	1,62	0,64
Symphyta (adulto)*	1							0,07												
Ichneumonidae (adulto)*	2				0,03									0,23						
Sphécidae (adulto)*	3													0,23	0,20					
Halictidae (adulto)*	1				0,03															
Miridae (adulto)*	1										0,10									
Formicidae (adulto)*	176	0,23	0,07	0,20	0,46	0,36	5,59	0,59	0,49	0,54	0,56	0,50	4,76	2,08	1,31	1,58	3,40	1,20	3,24	0,64
Trichoptera (casulo, larva)**	307	0,18	0,33	1,57	1,64	0,32		1,61	1,89	1,09	0,09	0,70	0,89	1,62	2,12	3,16	1,98	17,07	5,41	3,67
Hydropsychidae (larva)**	18	0,05						0,34	0,14	0,08	0,28						0,28		0,54	0,18
Philotomidae (adulto)*	1														0,10					
Hydroptilidae (casulo, larva)**	3							0,08							0,20					0,09
Leptoceridae (casulo)**	1																			
Helicopsychidae (casulo, larva)**	55		0,07	1,18				1,02	0,28	0,31	0,33			0,23	0,20			0,24	9,73	
Lepidoptera (adulto, larva)*	13	0,14	0,07				0,16		0,14			0,10		0,23	0,10	0,39			0,54	
Diptera (adulto*, imaturo**)	588	0,64	1,05	2,16	1,37	2,92	5,59	3,14	2,31	1,40	1,87	4,87	11,31	6,24	4,23	7,89	3,12	3,37	5,41	3,12
Tipulidae (adulto)*	140		0,20	2,16	1,14	0,68	0,33	1,10	0,77	1,01		0,50		1,62	2,12	0,39		0,24	1,08	0,28
Psychodidae (larva)**	10	0,27			0,14	0,03														
Ceratopogonidae (larva)**	4		0,07		0,05										0,10			0,24		
Chironomidae (adulto*, imaturo**)	288	0,78	0,26		1,51	0,71	0,33	2,20	0,98	0,16	0,23	0,60	5,06	4,16	7,26	1,18		5,53	1,08	1,74
Culicidae (adulto*, imaturo**)	135	0,27	0,46	1,18	0,55	0,42	0,66	0,76	0,28		0,47	0,20	1,79	3,46	1,41	0,79	3,68	0,24	2,70	0,37
Dixidae (larva)**	3	0,05						0,17												
Simuliidae (adulto*, imaturo**)	48	0,27			0,91	0,29		0,08	0,21		0,23	0,20	0,30					0,24		
Tabanidae (adulto)*	1														0,10					
Dolichopodidae (adulto)*	20	0,05	0,39	0,20				0,34	0,28	0,08					0,20			0,24		
Total	21.451																			
H' insetos		1,89	2,25	1,58	0,64	1,53	0,86	2,03	2,07	2,20	2,02	2,06	1,75	1,96	2,17	1,82	1,59	1,20	1,51	1,84
H' habitats		2,09	1,93	1,71	2,38	2,21	2,12	2,13	2,12	1,84	1,89	1,89	1,66	2,09	2,07	1,76	1,72	1,78	1,26	1,80

Nos riachos de águas claras, a diversidade de insetos aquáticos não foi significativamente diferente entre os trechos amostrados (1, 2, 3) ($P = 0,425$), nem entre as estações do ano ($P = 0,139$), porém, houve diferença entre os riachos ($P = 0,003$) (Tabela 4). A análise de regressão indicou uma relação positiva entre a diversidade de insetos aquáticos e de habitats, ou seja, a diversidade de insetos aumentou de acordo com o aumento da diversidade de habitats ($P < 0,001$) (Figura 2).

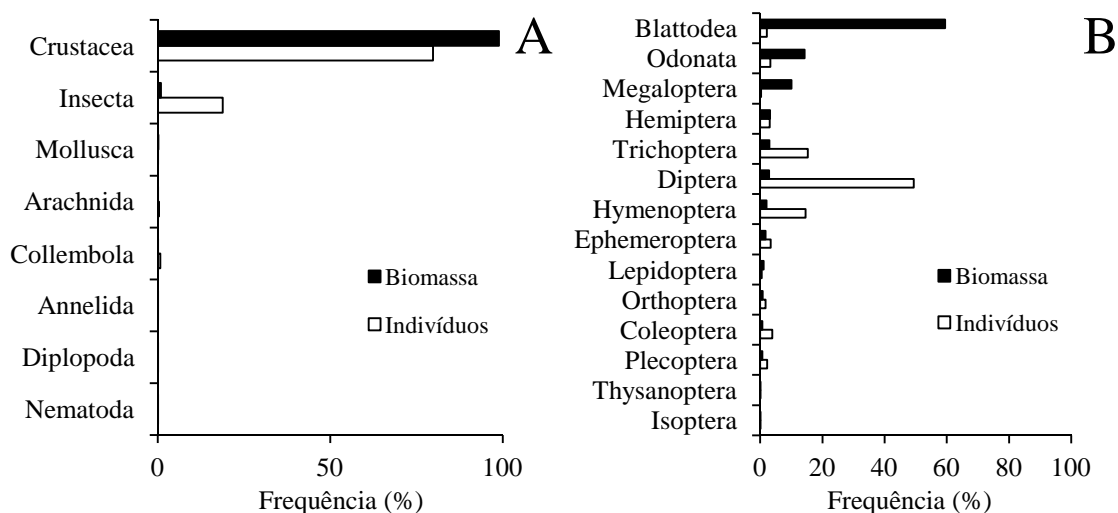


Figura 1. Frequência de invertebrados em termos de número de indivíduos e biomassa, considerando todos os grupos de invertebrados (A) e somente o grupo de insetos (B) amostrados nos riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010.

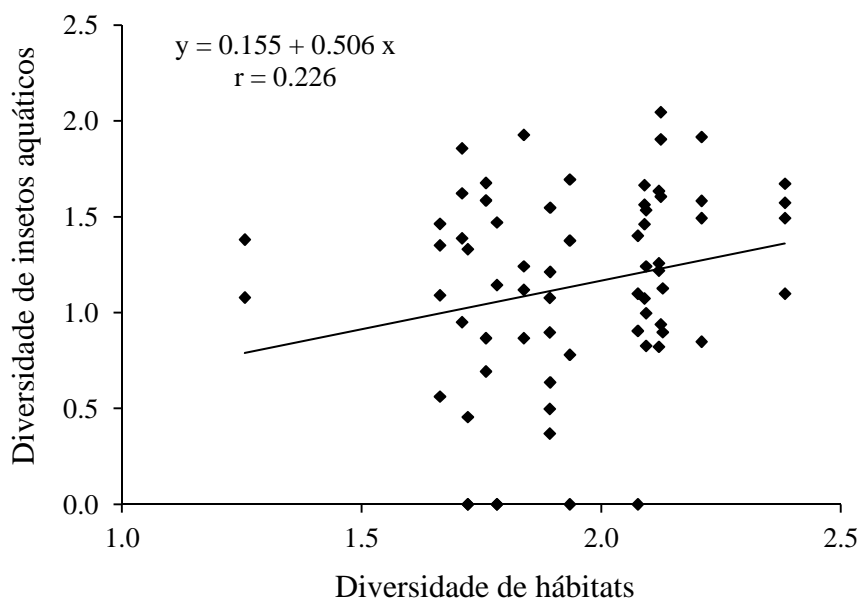


Figura 2. Relação entre a diversidade de insetos aquáticos e a diversidade de habitats, considerando os valores do índice de diversidade de Shannon para os riachos de águas claras amostrados na Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010.

Tabela 4. Resultado da análise para a diversidade de insetos, considerando os seis riachos de águas claras, trechos (superior, médio e inferior), quatro estações e a diversidade de habitats estimada pelo índice de Shannon ($n = 67$; $r^2 = 0,89$).

Fonte de variação	Soma dos quadrados	gl	Média dos quadrados	F	P
Riachos	4,107	5	0,821	4,051	0,003
Trechos	0,352	2	0,176	0,868	0,425
Estações	1,158	3	0,386	1,905	0,139
H' habitat	82,107	1	82,107	404,978	< 0,001
Resíduo	11,354	56	0,203		

3. 4 Dieta das espécies

A dieta de 18 espécies foi investigada analisando-se o conteúdo estomacal de 1.659 indivíduos (Tabela 2). Os indivíduos de *H. multifasciatus*, *A. ribeirae*, *Rhamdia quelen* e *Acentronichthys leptos* apresentaram ingestão de um número maior de categorias alimentares (12, 11, nove e oito itens, respectivamente).

O hábito alimentar das espécies foi categorizado em seis guildas tróficas: insetívoros, herbívoros, invertívoros, perifívoros, detritívoros e onívoros (Tabelas 5 e 6). Houve predominância no consumo de insetos pelas espécies de peixes e, conseqüentemente, a maior parte das espécies apresentou hábito alimentar insetívoro, independente do período considerado (12 e 11 espécies no período chuvoso e no período seco, respectivamente). *Mimagoniates microlepis*, *H. multifasciatus*, *Characidium pterostictum*, *A. leptos*, *C. lauroi*, *Gymnotus pantherinus*, *C. schubarti*, *Hyphessobrycon reticulatus*, *H. griemi*, *Rivulus santensis* e *Scleromystax macropterus* se alimentaram predominantemente de insetos. Perifíton foi o item alimentar mais consumido por *Phalloceros* cf. *reisi*, *Pseudotothyris obtusa*, *Schizolecis guntheri* e *Kronichthys heylandi*. Dentre as espécies analisadas, somente *A. ribeirae*, *R. quelen*, e *Geophagus brasiliensis* mudaram o hábito alimentar entre o período chuvoso e o período seco.

Por meio do dendrograma de similaridade, as espécies da ictiofauna foram agrupadas de acordo com os valores obtidos de IA, e dois grupos tróficos predominantes foram corroborados: perifívoros e insetívoros (Figura 3).

De acordo com o teste de Mann-Whitney, nenhuma das espécies apresentou diferença na composição alimentar entre o período chuvoso e o período seco (Tabela 7), embora de modo geral, tenham consumido um maior número de itens alimentares durante o período chuvoso (Tabelas 5 e 6).

Tabela 6. Valores do Índice Alimentar (IA%) para os itens alimentares consumidos durante o período seco pelas espécies de peixes amostradas nos riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins. Categorias de hábitos alimentares (valores em negrito, IA > 15%): insetívoro (IS), detritívoro (D), piscívoro (PI), onívoro (O), peritívoro (PE), e herbívoro (H). * O item em questão ocorreu em pequena proporção; ** Não foi considerado item alimentar. Acrônimos: vide Tabela 2.

Item alimentar	Arib	Mimic	Prei	Hmul	Rque	Pobt	Cpte	Alep	Clau	Sgun	Gpan	Csch	Hret	Hgri	Rsan	Gbra	Khey	Smac	
Bryozoa													0,002					0,01	
Nematoda	0,002	0,0003		0,04	0,0001														
Rotifera																			
Mollusca	0,0001				0,0001														
Annelida	0,001			0,2	15,7		1,2			29,1									
Arachnida	0,001	0,1		0,5				0,004			2,3								
Crustacea	0,115	0,1		1,1	15,5	0,01	0,01	5,1		6,6	1,0								
Diplopoda					0,9														
Chilopoda																			
Collembola	0,0001	0,001		0,001									0,002	0,03					
Insecta	60,1	99,87		96,7	47,2	0,016	99,99	93,7	99,99	64,2	99,998	96,31	99,8	96,7	62,4			100,0	
Amphibia																			
Pisces				0,4	20,8					0,03									
Material vegetal	14,1	0,004		0,1	0,01	*	0,01	0,01		*	0,1		3,7	0,1				37,6	*
Perifíton						99,97				100,0								0,002	
Matéria orgânica	25,7			0,9						*								*	0,04
Areia	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
Número de itens consumidos	9	6	2	9	8	5	2	4	3	1	5	2	4	4	3	3	0	1	
Hábito alimentar	IS - D	IS	PE	IS	O	PE	IS	IS	IS	PE	IS	IS	IS	IS	IS	IS - H	-	IS	

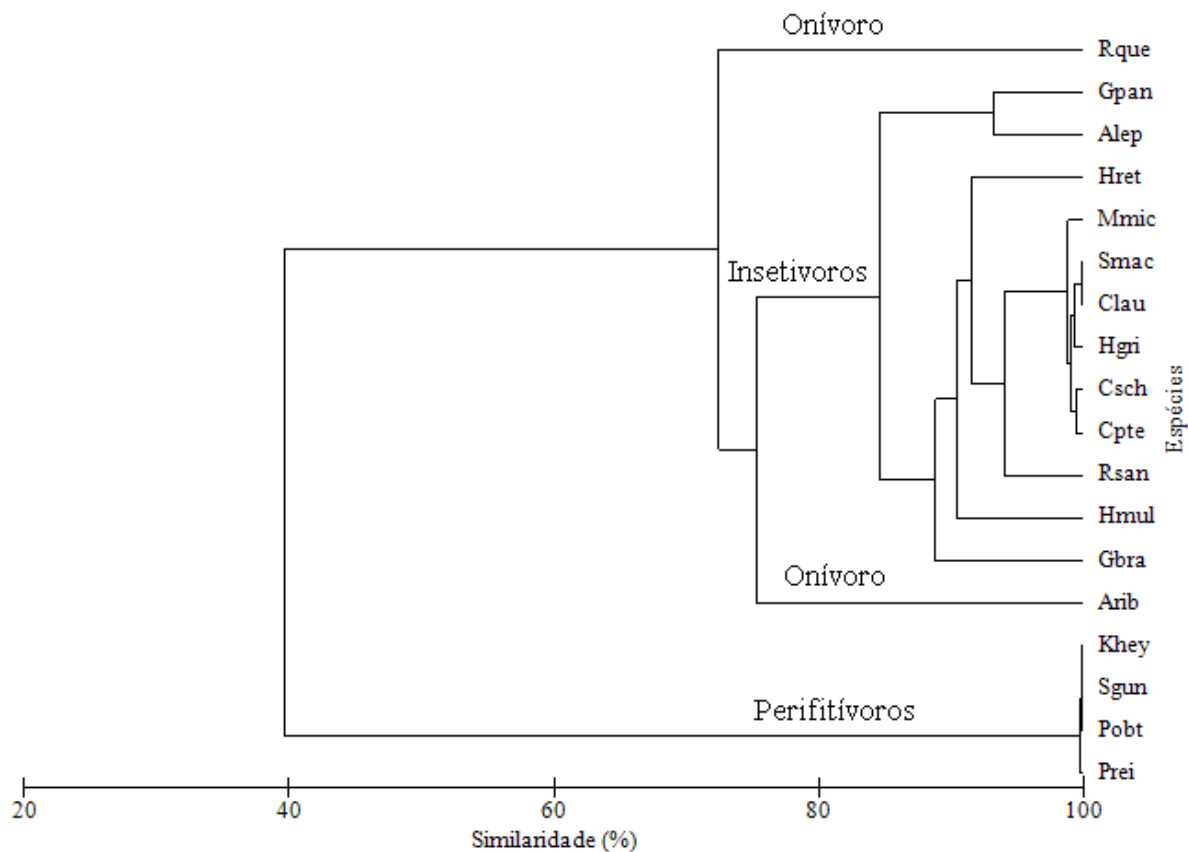


Figura 3. Dendrograma de similaridade de dieta entre as espécies de peixes amostradas nos riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. Acrônimos: vide Tabela 2.

Tabela 7. Resultados do teste de Mann-Whitney para os valores do índice alimentar considerando o período chuvoso e o período seco. Acrônimos: vide Tabela 2.

Espécies	U	n	p
Arib	51,0	11	0,533
Mmic	21,5	7	0,702
Prei *	-	-	-
Hmul	68,0	12	0,817
Rque	42,5	10	0,571
Pobt	9,5	5	0,531
Cpte	5,0	4	0,387
Alep	22,5	8	0,318
Clau *	-	-	-
Sgun *	-	-	-
Gpan	9,0	5	0,465
Csch *	-	-	-
Hret	4,0	4	0,248
Hgri	4,0	4	0,248
Rsan *	-	-	-
Gbra	15,5	6	0,689
Khey *	-	-	-
Smac *	-	-	-

* Espécies sem dados suficientes para realizar a análise.

De modo geral, houve variação dos graus de repleção estomacal, gordura acumulada na cavidade visceral e estádios de maturação gonadal entre o período chuvoso e o período seco para a maior parte das espécies (Tabela 8).

Onze espécies de peixes apresentaram valores altos de eletividade ($E \geq 0,5$) para as ordens de insetos amostradas. *Hollandichthys multifasciatus* apresentou maior número de insetos (cinco ordens) com valores altos de eletividade (Tabela 9). Para as demais espécies, duas ordens de insetos (*M. microlepis*, *G. pantherinus*, *C. schubarti*, *G. brasiliensis*), ou somente uma (*A. ribeirae*, *C. pterostictum*, *A. leptos*, *C. lauroi* e *S. macropterus*), apresentaram alta eletividade. *Hyphessobrycon reticulatus*, *H. griemi* e *R. santensis* não apresentaram eletividade alimentar alta para nenhum grupo considerado. Dentre as ordens de Insecta, a ordem Ephemeroptera foi considerada como item alimentar preferencial para a maior parte das espécies (*C. pterostictum*, *A. leptos*, *C. lauroi* e *C. schubarti*). *Hyphessobrycon reticulatus*, *H. griemi* e *R. santensis* não apresentaram alta eletividade por um nenhum item alimentar específico, apesar de terem ingerido itens que tiveram eletividade positiva. Dentre estes itens positivamente selecionados, Hymenoptera foi importante para *H. reticulatus* e *H. griemi*, enquanto Ephemeroptera e Hymenoptera foram ordens de insetos preferenciais para *R. santensis*. Duas espécies (*H. multifasciatus* e *G. pantherinus*) apresentaram alta eletividade ($E = 1,0$) para insetos não amostrados e consumidos em baixa proporção (Dermaptera).

Tabela 8. Resultado do qui-quadrado para o grau de repleção estomacal (GR), grau de gordura acumulada na cavidade visceral (GA) e estádio de maturação gonadal (EM) de cada espécie. Acrônimos: vide Tabela 2.

Espécies	GR			GA			EM		
	X ²	Gl	P	X ²	gl	P	X ²	gl	P
Arib	2,328	2	0,312	119,420	2	< 0,001	85,281	2	< 0,001
Mmic	24,793	2	< 0,001	32,761	2	< 0,001	38,172	3	< 0,001
Prei	50,977	2	< 0,001	3,043	2	0,218	13,628	2	0,001
Hmul	11,303	2	< 0,001	3,980	2	0,137	17,110	2	< 0,001
Rque	1,366	2	0,505	1,833	2	0,400	6,282	1	0,012
Pobt	14,513	2	0,001	7,924	2	0,019	1,389	2	0,499
Cpte	8,084	2	0,018	17,466	2	< 0,001	32,252	2	< 0,001
Alep	2,911	2	0,233	13,233	2	0,001	21,610	2	< 0,001
Clau	11,737	2	0,003	6,018	2	0,049	4,226	1	0,040
Sgun	4,877	2	0,087	9,319	2	0,009	53,916	6	< 0,001
Gpan	0,774	2	0,679	0,556	2	0,757	49,097	6	< 0,001
Csch	1,574	2	0,455	7,379	2	0,025	47,612	6	< 0,001
Hret	0,398	2	0,819	1,414	2	0,493	42,303	6	< 0,001
Hgri	6,848	2	0,033	2,114	2	0,347	33,311	6	< 0,001
Rsan	5,999	2	0,050	8,656	2	0,013	37,886	6	< 0,001
Gbra	0,455	2	0,796	0,084	1	0,773	45,917	6	< 0,001

Tabela 9. Frequência de ocorrência de cada item alimentar *i* disponível para as espécies no ambiente (P_i), frequência de ocorrência de cada item alimentar *i* no conteúdo estomacal (r_i), Índice Relativo de Importância (IRI) e índice de Eletividade (E). Valores em negrito indicam valores altos de IRI ou de E ($E \geq 0,5$).

Item alimentar (<i>i</i>)	<i>Astyanax ribeirae</i>			<i>Mimagoniatus microlepis</i>			<i>Hollandichthys multifasciatus</i>			<i>Rhamdia quelen</i>			<i>Characidium cf. pterostictum</i>							
	P_i	r_i	E	P_i	r_i	E	P_i	r_i	E	P_i	r_i	E	P_i	r_i	E					
Ephemeroptera	10,2	24,3	32,5	0,4	10,3	2,9	0,3	-0,6	9,2	4,0	1,1	-0,4	9,7	2,9	0,3	-0,5	9,2	36,2	42,9	0,6
Odonata	3,4		-1,0		8,8	0,3	0,0	-0,9	6,3	1,0	0,0	-0,7	5,9	11,8	6,7	0,3	11,0	1,0	0,0	-0,8
Orthoptera	2,7	0,2	0,0	-0,9	2,7	0,9	0,0	-0,5	3,4	2,8	0,5	-0,1	3,2	2,9	0,4	0,0	3,1			-1,0
Dermoptera										0,3	0,0	1,0								
Plecoptera	3,4	0,6	0,0	-0,7	2,7	0,3	0,0	-0,8	2,9	0,5	0,0	-0,7	3,2			-1,0	2,6			-1,0
Isoptera	0,0	0,4	0,0	1,0	0,3	0,9	0,0	0,5	0,1	1,0	0,1	0,8	0,1			-1,0	0,4			-1,0
Blattodea	1,9	0,4	0,1	-0,6	2,9	0,9	0,0	-0,5	3,3	5,8	3,8	0,3	2,5	14,7	21,6	0,7	3,5			-1,0
Hemiptera	5,3	4,1	1,1	-0,1	4,1	4,6	0,6	0,0	5,3	2,8	0,2	-0,3	5,6	11,8	8,8	0,4	3,9			-1,0
Thysanoptera	0,8	0,2	0,0	-0,6	0,3	0,1	0,0	-0,3	0,3			-1,0	0,3			-1,0				
Coleoptera	7,6	9,3	3,8	0,1	7,4	12,4	4,1	0,3	6,7	19,8	12,0	0,5	6,8	23,5	50,5	0,5	7,0	1,0	0,0	-0,8
Neuroptera					0,3			-1,0	0,3			-1,0	0,5	2,9	0,8	0,7	0,4			-1,0
Hymenoptera	15,2	29,2	40,7	0,3	13,9	48,5	82,5	0,6	17,1	45,8	78,2	0,5	16,2	5,9	1,5	-0,5	14,9	4,8	0,4	-0,5
Trichoptera	7,6	0,8	0,0	-0,8	12,7	1,5	0,0	-0,8	10,3	2,0	0,1	-0,7	9,7	11,8	6,3	0,1	14,0	21,0	16,1	0,2
Lepidoptera	1,9	0,6	0,0	-0,5	1,8	1,0	0,1	-0,3	1,2	3,3	0,8	0,4	1,5	2,9	1,0	0,3	0,9			-1,0
Diptera	40,2	29,8	21,7	-0,1	31,9	25,7	12,2	-0,1	33,6	11,3	3,1	-0,5	34,7	8,8	2,3	-0,6	28,9	36,2	40,6	0,1

Tabela 9. Continuação.

Item alimentar (i)	Acentronichthys leptos			Characidium lauroi			Gymnotus pantherinus			Characidium cf. schubarti			Hyphessobrycon reticulatus							
	Pi	ri	IRI	E	Pi	ri	IRI	E	Pi	ri	IRI	E	Pi	ri	IRI	E				
Ephemeroptera	9,6	38,8	81,1	0,6	2,5	58,7	90,3	0,9	8,9	18,9	21,9	0,4	11,2	32,8	49,7	0,5	9,2	5,3	0,5	-0,3
Odonata	6,6	3,0	0,2	-0,4	1,1		-1,0	-1,0	6,0	5,7	1,2	0,0	4,0			-1,0	11,0	10,5	5,3	0,0
Orthoptera	3,5	1,5	0,1	-0,4	0,6		-1,0	-1,0	3,3	1,9	0,2	-0,3	1,8			-1,0	3,1			-1,0
Dermaptera								1,0	1,9	0,1	1,0									
Plecoptera	3,2	1,5	0,1	-0,4	0,8	1,3	0,0	0,3	2,9	1,9	0,1	-0,2	2,9	1,6	1,0	-0,3	2,6			-1,0
Isoptera	0,2			-1,0	0,0		-1,0	-1,0	0,1			-1,0					0,4			-1,0
Blattodea	3,2	4,5	1,4	0,2	0,4		-1,0	-1,0	2,8	7,5	10,5	0,5	0,7			-1,0	3,5			-1,0
Hemiptera	4,8	4,5	1,2	0,0	1,4		-1,0	-1,0	6,1			-1,0	6,8			-1,0	3,9			-1,0
Thysanoptera	0,3			-1,0	0,1		-1,0	-1,0	0,1			-1,0	0,4			-1,0				
Coleoptera	7,2	7,5	1,3	0,0	1,7		-1,0	-1,0	6,2			-1,0	6,5	4,7	0,7	-0,2	7,0	5,3	0,5	-0,1
Neuroptera	0,3			-1,0	0,1		-1,0	-1,0	0,5			-1,0	0,7			-1,0	0,4			-1,0
Hymenoptera	15,9	3,0	0,1	-0,7	3,7		-1,0	-0,4	17,9	7,5	0,8	-0,4	15,1	1,6	0,0	-0,8	14,9	26,3	35,3	0,3
Trichoptera	9,6	4,5	0,6	-0,4	2,3	4,0	0,1	0,3	10,3	18,9	13,4	0,3	10,1	29,7	27,1	0,5	14,0	5,3	0,9	-0,5
Lepidoptera	1,3			-1,0	0,4		-1,0	-1,0	1,1	1,9	0,5	0,2	2,9			-1,0	0,9			-1,0
Diptera	34,2	31,3	14,0	0,0	84,8	36,0	9,6	-0,4	33,6	34,0	51,4	0,0	37,1	29,7	21,5	-0,1	28,9	47,4	57,4	0,2

Tabela 9. Continuação.

Item alimentar (i)	<i>Hyphessobrycon griemi</i>			<i>Rivulus santensis</i>			<i>Geophagus brasiliensis</i>			<i>Scleromystax macropterus</i>						
	Pi	ri	IRI	E	Pi	ri	IRI	E	Pi	ri	IRI	E	Pi	ri	IRI	E
Ephemeroptera	8,4	10,0	2,6	0,1	8,0	19,0	13,1	0,4	9,2	15,0	21,1	0,2				
Odonata	9,0			-1,0	5,1			-1,0	5,7			-1,0	26,7			-1,0
Orthoptera	3,0	5,0	3,1	0,3	4,6			-1,0	2,3			-1,0	2,2			-1,0
Dermoptera																
Plecoptera	2,1			-1,0	2,5	2,4	0,1	0,0	2,9			-1,0				
Isoptera	0,3			-1,0												
Blattodea	3,6			-1,0	4,6			-1,0	1,5			-1,0	4,4			-1,0
Hemiptera	5,4			-1,0	6,8	9,5	4,6	0,2	6,1	5,0	8,5	-0,1	2,2			-1,0
Thysanoptera									0,4			-1,0				
Coleoptera	6,0	5,0	2,0	-0,1	5,5	7,1	0,8	0,1	6,5	10,0	4,0	0,2	4,4			-1,0
Neuroptera	0,3			-1,0	0,4			-1,0	0,4			-1,0				
Hymenoptera	17,9	35,0	45,2	0,3	21,5	47,6	74,3	0,4	15,8	10,0	4,0	-0,2	13,3			-1,0
Trichoptera	14,0			-1,0	9,3	4,8	1,0	-0,3	9,5	25,0	28,2	0,5	17,8	57,1	82,0	0,5
Lepidoptera	0,9			-1,0	0,8			-1,0	1,9	5,0	0,5	0,5				
Diptera	29,3	45,0	47,1	0,2	30,8	9,5	6,0	-0,5	37,8	30,0	33,7	-0,1	28,9	42,9	18,0	0,2

Houve correspondência entre os valores do IRI e de E, ou seja, algumas espécies consumiram itens alimentares que foram considerados importantes pelo IRI e que foram positivamente selecionados ($E > 0,5$) (Tabela 9). Como exemplo, as larvas de Ephemeroptera foram consideradas importantes na dieta de *A. leptos*, *C. lauroi* e *C. cf. schubarti* em razão do grande consumo, mesmo estando em baixa disponibilidade no ambiente em questão, o que resulta em valores de $E > 0,5$.

Os indivíduos da ictiofauna analisada ingeriram itens de origem autóctone em maior proporção comparando-se aos itens alóctones (Tabela 10). *Phalloceros cf. reisi*, *P. obtusa*, *S. guntheri*, *K. heylandi* e *S. macropterus* consumiram itens exclusivamente autóctones e as três espécies de *Characidium*, *C. pterostictum*, *C. lauroi* e *C. cf. schubarti* consumiram itens desta mesma origem em maior proporção. Os itens de origem alóctone foram representativos nas dietas de *M. microlepis* e *H. multifasciatus*. Para *A. ribeirae* e *R. quelen*, os itens de origem alóctone e autóctone foram consumidos em proporções similares. Quanto à disponibilidade dos recursos no ambiente, os itens autóctones foram amostrados em maior proporção em relação aos itens de origem alóctone (Tabela 10), devido à elevada abundância de Crustacea nos riachos.

Tabela 10. Abundância numérica (N) e biomassa (B) dos itens alimentares consumidos pela ictiofauna considerando a origem alóctone e autóctone e sua disponibilidade nos riachos amostrados na Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. Acrônimos: vide Tabela 2.

Espécies	Alóctone				Autóctone			
	N	%	B (g)	%	N	%	B (g)	%
Arib	354	13,11	9,77	15,38	837	13,57	19,31	22,61
Mmic	1.395	51,67	2,98	4,69	367	5,95	0,87	1,02
Prei	0	0,00	0	0,00	42	0,68	0,28	0,33
Hmul	770	28,52	26,35	41,47	301	4,88	13,23	15,50
Pobt	0	0,00	0,00	0,00	159	2,58	0,10	0,11
Cpte	10	0,37	0,01	0,01	318	5,16	0,25	0,29
Alep	17	0,63	0,61	0,96	193	3,13	0,81	0,95
Clau	2	0,07	0,00	0,00	362	5,87	0,25	0,29
Rque	57	2,11	21,03	33,09	59	0,96	47,42	55,54
Sgun	0	0,00	0,00	0,00	3.038	49,26	0,07	0,08
Gpan	16	0,59	2,59	4,07	118	1,91	1,22	1,43
Hgri	14	0,52	0,02	0,04	9	0,15	0,02	0,02
Rsan	39	1,44	0,08	0,13	39	0,63	0,09	0,11
Csch	7	0,26	0,06	0,10	241	3,91	0,44	0,51
Hret	12	0,44	0,02	0,02	9	0,15	0,01	0,01
Khey	0	0,00	0,00	0,00	17	0,28	0,02	0,02
Gbra	7	0,26	0,03	0,04	37	0,60	1,01	1,18
Smac	0	0,00	0,00	0,00	21	0,34	0,00	0,00
Total consumido	2.700	100	63,55	100	6.167	100	85,38	100
Disponibilidade no ambiente	1.991	9	237,64	4	19.959	91	5.719,74	96

A Análise de Correspondência (AC) ordenou os grupos tróficos de acordo com sua biomassa obtida nos riachos de águas claras, por trecho (superior, médio, inferior) e no Rio Preto (Figura 4). De modo geral, a AC não evidenciou nenhum padrão de predominância de um grupo trófico em determinado local, porém, observou-se a adição de espécies de algumas categorias tróficas (e.g. insetívoros, perifitívoros e piscívoros) ao longo do gradiente cabeceira-foz (Tabela 11).

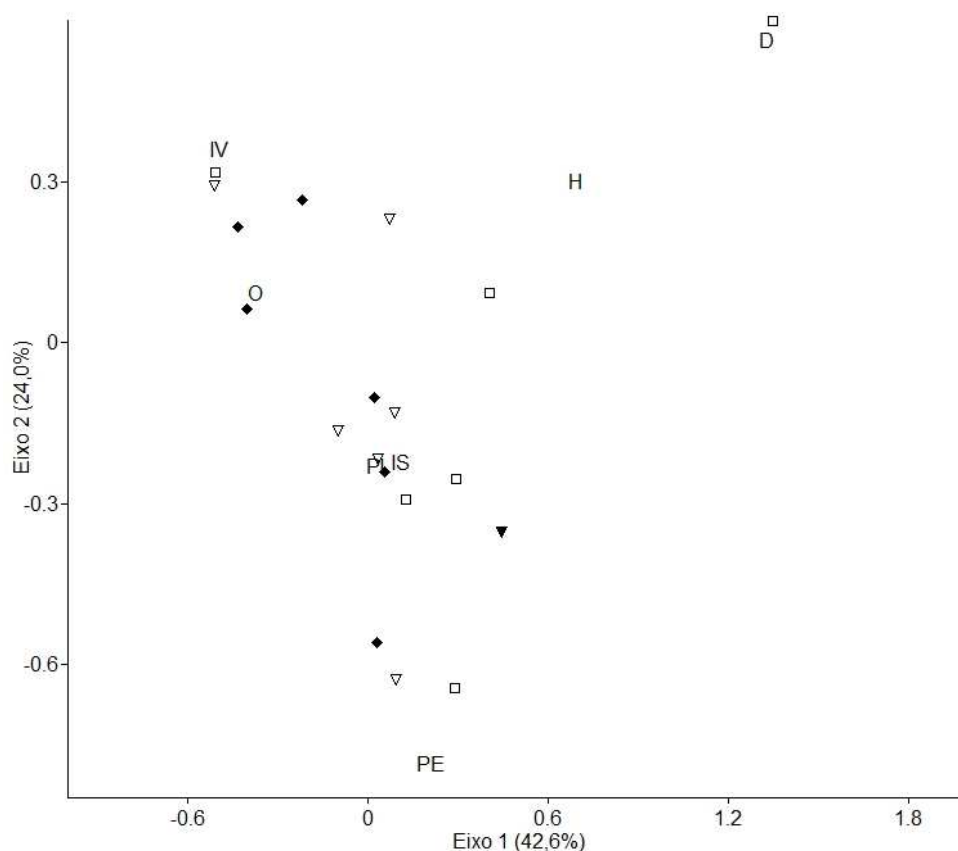


Figura 4. Ordenação resultante da análise de correspondência, considerando a biomassa da ictiofauna em cada trecho (□ superior, ◆ médio, ▽ inferior, e ▼ Rio Preto) em relação às guildas tróficas (IS: insetívoros, IV: invertívoros, PE: perifitívoros, PI: piscívoros, D: detritívoros, O: onívoros, H: herbívoros). A porcentagem de explicação dos eixos é apresentada em parênteses.

Tabela 11. Distribuição da ictiofauna de acordo com os trechos superior, médio e inferior dos riachos de águas claras e no Rio Preto na Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. C: período chuvoso e S: período seco. * Hábito alimentar de acordo com Sabino & Silva (2004). Acrônimos: vide Tabela 2.

Guildas tróficas	Superior	Médio	Inferior	Rio Preto
Insetívoros	Csch	Csch	Arib	Hmul
	Arib	Arib	Hmul	Alep
	Hmul	Hmul	Alep	Gpan
	Alep	Alep	Clau	Mmic
	Clau	Clau	Gpan	Cpte
	Gpan	Gpan	Rsan	Hgri
	Rsan	Rsan	Mmic	Hret
	Mmic	Mmic	Cpte	Smac
	Cpte	Cpte	Hgri	Gbra
	Hgri	Hgri	Hret	
	Hret	Hret	Gbra	
			Gbra	
	Perifitívoros	Prei	Prei	Prei
Khey		Khey	Khey	Pobt
		Pobt	Pobt	
Herbívoros	Arib	Sgun	Sgun	Gbra ^S
		Gbra ^S	Gbra ^S	Gbra ^S
Invertívoros	Rque ^C	Rque ^C	Rque ^C	Rque ^C
		Smar*	Smar*	
Piscívoros		Hmal*	Hmal*	
		Smar*	Smar*	
Detritívoros	Arib			
Onívoros	Rque ^S	Rque ^S	Rque ^S	Rque ^S

4. Discussão

4.1 Recursos alimentares

No presente estudo, crustáceos decápodes e insetos (efemerópteros e dípteros) foram os recursos alimentares mais abundantes dentre os amostrados nos riachos selecionados. A presença ou a ausência da vegetação ripária é um dos fatores mais importantes que afetam a disponibilidade de recursos alimentares para a ictiofauna (Pinto & Uieda, 2007). Entre outros fatores, a vegetação ripária contribui com a entrada de matéria orgânica particulada grossa que constitui a base para a cadeia trófica aquática, e com o aporte de insetos terrestres, que serve de alimento para muitas espécies da ictiofauna (Pusey & Arthington, 2003). A degradação da vegetação ripária pode influenciar a estrutura do riacho e a composição da fauna aquática (Sazima *et al.*, 2001; Casatti *et al.*, 2006; Casatti *et al.*, 2009; Lorion & Kennedy, 2009). Frutos e sementes de origem alóctone podem também compor a dieta de algumas espécies de peixes de riachos (Gomiero & Braga, 2003), reforçando a importância da integridade da vegetação ripária.

Os estudos com crustáceos decápodes de água doce desenvolvidos em riachos da EEJI, e em outros riachos litorâneos brasileiros, discutem que a dependência que este grupo possui com a água salobra para completarem seu desenvolvimento é o fator responsável pela grande diversidade e abundância de espécies (principalmente do gênero *Macrobrachium*, Palaemonidae) na região litorânea (Lobão *et al.*, 1992; Lombardi *et al.*, 1996; Mossolin & Bueno, 2002; Rocha & Bueno, 2004). Dessa forma, a presença marcante de crustáceos decápodes registrada no presente estudo nos riachos da EEJI deve-se provavelmente à proximidade desses locais com o ambiente marinho. Ainda, a elevada abundância deste grupo de invertebrados aquáticos influenciou a representatividade dos itens autóctones dentre os recursos alimentares amostrados.

Em riachos, a estrutura das comunidades de insetos aquáticos é influenciada pela geomorfologia, hidrologia, disponibilidade de recursos alimentares, tipo de substrato, temperatura, teor de oxigênio dissolvido e qualidade da água (Bispo & Oliveira, 2007), razão pela qual a diversidade de insetos foi diferente entre os riachos amostrados durante o presente estudo. A ausência de variações sazonais na estrutura das comunidades estudadas, provavelmente é devido à ausência de um período seco propriamente dito nesta região.

4. 2 Dieta da ictiofauna

A dieta das espécies analisadas foi constituída principalmente por insetos, o que mostra a importância destes invertebrados para a sustentação da cadeia alimentar nos riachos estudados. Em riachos costeiros brasileiros, a guilda dos insetívoros também predominou sobre as demais (Sabino & Castro, 1990; Aranha *et al.*, 1998; Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Deus & Petreire Jr., 2003; Silva, 2009). De acordo com Uieda & Motta (2007), isso se deve à enorme diversidade e abundância da ordem Diptera (principalmente Chironomidae) como fonte alimentar, similar aos nossos resultados. No presente estudo, a guilda dos perifitívoros foi composta por três loricariídeos de pequeno porte (*Pseudotothyris obtusa*, *Schizolecis guntheri* e *Kronichthys heylandi*), corroborando com Buck & Sazima (1995) que avaliaram a dieta de *S. guntheri* e *K. subteres* e Uieda (1995) que descreveu a dieta de *K. heylandi* em um riacho litorâneo no estado de São Paulo.

Dentre os insetos que compuseram a dieta da ictiofauna, Ephemeroptera foi a ordem preferencial para *Characidium pterostictum*, *C. lauroi*, *C. schubarti* e *A. leptos*. No Brasil, poucos trabalhos deram enfoque a seletividade alimentar das espécies de peixes em riachos (e.g. Deus & Petrere Jr., 2003; Pinto & Uieda, 2007; Uieda & Pinto, 2011). No entanto, alguns estudos apontam para a falta de especialização para a maioria das espécies, principalmente entre os Characidae, enquanto outros ressaltam a importância de algas, insetos e outros invertebrados aquáticos (Esteves & Aranha, 1999; Braga & Gomiero, 2009; Abilhoa *et al.*, 2011). No presente estudo, as três espécies de *Characidium* foram altamente seletivas por Ephemeroptera, visto que consumiram este recurso em grandes proporções e que estava disponível em baixa frequência nos ambientes amostrados. Por outro lado, *A. ribeirae*, *M. microlepis*, *H. multifasciatus* (Characidae) e *R. quelen* (Heptapteridae), consumiram principalmente os insetos com maior disponibilidade no ambiente, o que evidencia o caráter oportunista destas espécies. A preferência de *Characidium* spp. por larvas de Ephemeroptera foi encontrada por outros autores (Aranha *et al.*, 2000; Braga, 2005; Barreto & Aranha, 2006) e está relacionada com a tática alimentar empregada por estas espécies, pois se comportam como predadores de pequenas presas e são especuladoras de substrato (Aranha *et al.*, 1998; Barreto & Aranha, 2006), somado ao seu hábito bentônico (Leitão *et al.*, 2007).

Nenhuma das espécies analisadas apresentou variação sazonal na dieta. De acordo com Esteves & Aranha (1999), o constante aporte de material proveniente da vegetação ripária pode ser responsável pela ausência de sazonalidade na dieta de peixes de riachos florestados. De fato, a abundância de insetos não sofreu variação sazonal, indicando que a oferta alimentar nos riachos estudados foi constante durante o período de estudo. Apesar disso, três espécies (*A. ribeirae*, *R. quelen* e *G. brasiliensis*) mudaram o hábito alimentar entre o período chuvoso e o período seco. Alterações na dieta foram encontradas por Deus & Petrere Jr. (2003) no hábito alimentar de quatro espécies (*Oligosarcus hepsetus*, *Deuterodon iguape*, *Pimelodus* sp. e *Phalloceros caudimaculatus*) em um riacho também localizado na EEJI. De acordo com estes autores, as espécies reduzem o número de itens alimentares ingeridos no inverno, que corresponde ao período seco, e consomem com mais frequência somente um item, o que também foi observado no presente estudo. Tais variações devem estar relacionadas ao caráter generalista e oportunista destas espécies. A plasticidade alimentar é uma

característica comum entre as espécies da ictiofauna tropical e consiste em tirar proveito de uma fonte alimentar quando ela é abundante (Gerking, 1994). Adicionalmente, os graus de repleção estomacal foram significativamente diferentes entre o período chuvoso e o período seco, sugerindo que a atividade alimentar é mais intensa em um dos períodos para algumas espécies, enquanto outras se alimentam constantemente ao longo do ano e não apresentam variações sazonais.

Nos riachos amostrados na EEJI, a ictiofauna consumiu uma proporção maior de itens de origem autóctone em comparação aos itens alóctones. De modo geral, a maior parte dos estudos sugere a importância do material oriundo da vegetação ripária para a alimentação de peixes de riachos (e.g. Angermeier & Karr, 1983; Sabino & Castro, 1990; Uieda & Kikuchi, 1995; Pinto & Uieda, 2007), mesmo quando o consumo de recursos autóctones é maior em comparação aos alóctones, devido à dependência de fonte de energia que os invertebrados aquáticos possuem com o meio terrestre (e.g. Casatti, 2002; Braga & Gomiero, 2009; Rolla *et al.*, 2009). Em riachos costeiros, Sabino & Castro (1990), Buck & Sazima (1995) e Sabino & Silva (2004), ressaltaram a importância das algas e dos insetos aquáticos como recursos autóctones e de artrópodes terrestres, folhas e frutos como representantes dos recursos alóctones para a dieta da ictiofauna. No ambiente lótico, os itens alóctones são especialmente importantes para os lambaris (Characidae) (e.g. Braga & Gomiero, 2009), principalmente para os indivíduos adultos (e.g. Abilhoa *et al.*, 2009; Souza, 2009). A predominância de itens alóctones nas dietas de *M. microlepis* e *H. multifasciatus* é bem documentada na literatura: Sabino & Castro (1990), Sabino & Silva (2004) e Esteves & Lóbón-Cerviá (2001) reportaram que insetos terrestres foram itens importantes na dieta dessas duas espécies, o que está associado ao oportunismo durante a exploração ativa da superfície da água. No presente estudo, quatro espécies de hábitos bentônicos (*P. obtusa*, *S. guntheri*, *K. heylandi* e *S. macropterus*) consumiram itens exclusivamente autóctones e as três espécies de *Characidium* consumiram itens desta origem em maior proporção. Dentre as espécies que exploraram os recursos autóctones, Sabino & Silva (2004) destacaram a representatividade de algas para os cascudos da família Loricariidae (e.g. *Schizolecis guntheri*, *Kronichthys heylandi*) e das formas imaturas de insetos aquáticos para as espécies de *Characidium* (e.g. *C. pterostictum*).

4. 3 Relação entre a diversidade de habitats, diversidade da ictiofauna e a disponibilidade de recursos alimentares

A compreensão sobre como os organismos utilizam as fontes alimentares permite a identificação dos fatores que afetam sua distribuição e abundância no ambiente (Deus & Petreire Jr., 2003).

Nos riachos de águas claras, a diversidade de habitats foi maior nos trechos superiores diminuindo gradualmente em direção aos trechos médios e inferiores. Considerando que as comunidades aquáticas podem se distribuir de maneira previsível ao longo de um contínuo fluvial (Vannote *et al.*, 1980), pode-se dizer que a diversidade de insetos aquáticos encontrada no presente estudo variou de acordo com o esperado, ou seja, o incremento da diversidade de habitats promoveu o aumento da diversidade de espécies. Por outro lado, a relação entre a ictiofauna e a diversidade de habitats variou entre os trechos, o que indica uma forte influência da altitude e da estrutura do habitat sob a diversidade de peixes, conforme visto no Capítulo 1.

A Análise de Correspondência (AC) ordenou os grupos tróficos de acordo com os trechos superiores, médios e inferiores, porém não evidenciou nenhum padrão de predominância de um grupo trófico em determinado local. Apesar disso, observou-se a adição de espécies de algumas categorias tróficas (e.g. insetívoros, perifitívoros e piscívoros) ao longo do gradiente cabeceira-foz.

A partir dos resultados obtidos das relações entre a diversidade de habitats e de espécies (peixes e insetos aquáticos), e devido à ausência de um padrão evidente na estrutura trófica da ictiofauna analisada no presente estudo, conforme apresentado na AC, sugere-se que os recursos alimentares (i.e. insetos aquáticos) não devem ser considerados como fatores limitantes para a distribuição da ictiofauna nos riachos estudados.

4. 4 Considerações finais

A dieta da ictiofauna de água doce dos riachos estudados na EEJI é sustentada principalmente pelos insetos aquáticos, disponíveis em grande quantidade no ambiente. Neste sentido, a importância da integridade da vegetação ripária é ressaltada como principal fornecedora de recursos terrestres (i.e. matéria orgânica principalmente) para a

sustentação da biota aquática. A ausência de variações significativas na dieta da ictiofauna e a alta disponibilidade de insetos aquáticos durante o período de estudo, sugerem que os recursos alimentares não devem ter influenciado a organização espacial das espécies de peixes; ao contrário, a influência da altitude e dos habitats foram consideradas mais importantes para a estruturação da ictiofauna (Capítulo 1). Considerando que 70% das espécies de peixes de água doce registradas na floresta Atlântica ocorrem exclusivamente em riachos costeiros (Abilhoa *et al.*, 2011), o presente estudo contribuiu com informações importantes para o entendimento dos fatores que regulam a estrutura da ictiofauna nestes ambientes.

5. Agradecimentos

Este trabalho foi possível graças à dedicação e atenção dos funcionários da EEJI, especialmente Ílson Prado, Rubens Rogério de Prado e Roberto Nicácio da Costa. CSG agradece César Cestari por sua dedicação no campo e apoio, Francisco Langeani e Rodrigo Caires que gentilmente identificaram as espécies de peixes de água doce e estuarinas, respectivamente. Naércio Menezes e Edilberto Gianotti ajudaram a identificar os exemplares de *Mimagoniates microlepis* e os invertebrados, respectivamente. Agradecemos também ao IBAMA/ICMBio (15744) e à COTEC (260108-000.197/0 2008) pelas licenças concedidas, à Lilian Casatti e ao José Sabino pelos comentários e sugestões. Este projeto foi financeiramente apoiado pela CAPES e FAPESP (08/55029-5). FMSB é bolsista de produtividade em pesquisa do CNPq.

Conclusões

Estudos sobre os peixes de riachos costeiros são escassos o que dificulta o entendimento de vários aspectos sobre a composição e distribuição da ictiofauna. Este trabalho mostrou que a relação entre a diversidade de habitats e de espécies pode variar entre os trechos de um riacho, indicando uma forte influência da altitude e da estrutura do habitat sob a diversidade de peixes em riachos costeiros de águas claras. Também foi evidenciado a importância dos parâmetros da água, principalmente do pH, para a organização da ictiofauna quando riachos de águas claras e pretas são comparados.

Este trabalho também mostrou que a dieta da ictiofauna de água doce dos riachos estudados é sustentada principalmente pelos insetos aquáticos, disponíveis em grande quantidade no ambiente. Neste sentido, a importância da integridade da vegetação ripária foi ressaltada como sendo a principal fornecedora de recursos terrestres (i.e. matéria orgânica principalmente) para a sustentação da biota aquática.

A ausência de variações significativas na dieta da ictiofauna e a alta disponibilidade de insetos aquáticos durante o período de estudo, sugerem que os recursos alimentares não devem ter influenciado a organização espacial das espécies de peixes; ao contrário, a influência da altitude e dos habitats foram consideradas mais importantes para a estruturação da ictiofauna. Considerando que 70% das espécies de peixes de água doce registradas na Mata Atlântica ocorrem exclusivamente em riachos costeiros, o presente estudo contribuiu com informações importantes para o entendimento dos fatores que regulam a estrutura da ictiofauna nestes ambientes.

Adicionalmente, os resultados encontrados fornecem subsídios para o manejo de espécies em áreas degradadas, pois os riachos estudados estão localizados em uma área de conservação e exibem características prístinas. Ambientes não perturbados tem-se tornado cada vez mais raros. Dessa forma, nossos dados podem servir como referência para outros estudos que requerem este tipo de informação. A presença de muitas espécies endêmicas (e cinco ameaçadas) na Estação Ecológica Juréia-Itatins reforça a importância de áreas legalmente protegidas dos impactos humanos dentro do bioma da Mata Atlântica.

Referências

ABILHOA, V.; BASTOS, L. P. Fish, Cubatão River basin, Atlantic Rainforest stream, Paraná, Brazil. **Check List**, v. 5, n. 1, p. 8-18, 2009.

ABILHOA, V.; BORNATOWSKI, H.; OTTO, G. Temporal and ontogenetic variations in feeding habits of *Hollandichthys multifasciatus* (Teleostei: Characidae) in coastal Atlantic rainforest streams, southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 3, p. 415-420, 2009.

ABILHOA, V.; BRAGA, R. R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J. R. S. Fishes of the Atlantic rain forest streams: ecological patterns and conservation. In: GRILLO, O.; VENORA, G. (Eds.). **Changing diversity in changing environment**. InTech, 2011. p.259-282. 392p.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2ed. Netherlands: Springer, 2007. 436p.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, n. 2, p. 117-135, 1983.

ANGERMEIER, P. L.; SCHLOSSER, I. J. Species-area relationship for stream fishes. **Ecology**, v. 70, n. 5, p. 1450-1462, 1989.

ARANHA, J. M. R.; GOMES, J. H. C.; FOGACA, F. N. O. Feeding of two sympatric species of *Characidium*, *C. lanei* and *C. pterostictum* (Characidiinae) in a coastal stream of Atlantic Forest (Southern Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 43, n. 5, p. 527-531, 2000.

ARANHA, J. M. R.; TAKEUTI, D. F.; YOSHIMURA, T. M. Habitat use and food partitioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 46, n. 4, p. 951-959, 1998.

ARAÚJO, R. B.; GARUTTI, V. Biologia reprodutiva de *Aspidoras fuscoguttatus* (Siluriformes, Callichthyidae) em riacho de cabeceira da bacia do alto rio Paraná. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 92, n. 4, p. 89-98, 2002.

BARRETO, A. P.; ARANHA, J. M. R. Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 2, p. 153-160, 2005.

_____. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraquecaba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 779-788, 2006.

BECKER, F. G.; CARVALHO, S.; HARTZ, S. M. Life-history of the South American darter, *Characidium pterostictum* (Crenuchidae): evidence for small scale spatial variation in a piedmont stream. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 591-598, 2008.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 283-293, 2007.

BIZERRIL, C. R. S. F. Análise taxonômica e biogeográfica da ictiofauna de água doce do leste brasileiro. **Acta Biológica Leopoldensia**, v. 16, n. 1, p. 51-80, 1994.

_____. Análise da distribuição espacial da ictiofauna de uma bacia hidrográfica do leste brasileiro. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 38, n. 2, p. 477-499, 1995.

BORROR, D. J.; DELONG, D. M. **Introdução ao estudo de insetos**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 1969. 653p.

BOTELHO, M. L. L. A.; GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Feeding of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiformes) in the Serra do Mar State Park - Santa Virgínia Unit, São Paulo, Brazil **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 741-748, 2007.

BRAGA, F. M. S. Habitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes da microbacia do ribeirão Grande, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 26, n. 1, p. 31-36, 2004.

_____. Feeding and condition factor of characidiin fish in Ribeirão Grande system, southeastern Brazil. **Acta Scientiarum**, v. 27, n. 3, p. 271-276, 2005.

_____. Aspectos da reprodução no gênero *Characidium* Reinhardt, 1867 (Crenuchidae, Characidiinae), na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira, sudeste do Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 4, p. 365-371, 2006.

BRAGA, F. M. S.; ANDRADE, P. M. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 95, n. 2, p. 121-126, 2005.

BRAGA, F. M. S.; GOMIERO, L. M. Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira oriental, SP. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 207-212, 2009.

BRAGA, F. M. S.; GOMIERO, L. M.; SOUZA, U. P. Aspectos da reprodução e alimentação de *Neoplecostomus microps* (Loricariidae, Neoplecostominae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental (Estado de São Paulo). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 4, p. 455-463, 2008.

BRAGA, F. M. S.; SOUZA, U. P.; CARMASSI, A. L. Dinâmica populacional de *Characidium lauroi* e *C. alipioi* (Teleostei, Crenuchidae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira Oriental, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 29, n. 3, p. 281-287, 2007.

BUCK, S.; SAZIMA, I. An assemblage of mailed catfishes (Loricariidae) in southeastern Brazil: distribution, activity and feeding. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 6, n. 4, p. 325-332, 1995.

BUCKUP, P. A. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: Computer & Publish Editoração Ltda., Oecologia Brasiliensis, VI, 1999. p.91-138. 260p.

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. 195p.

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2, n. 2, p. 1-14, 2002.

_____. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, p. 1-9, 2005.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. D. 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**, v. 632, n. 1, p. 273-283, 2009.

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**, v. 1, n. 1, p. 1-15, 2001.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management**, v. 38, n. 6, p. 974-982, 2006.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: Computer & Publish Editoração Ltda., Oecologia Brasiliensis, VI, 1999. p.139-155. 260p.

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.; STOPIGLIA, R.; LANGEANI, F. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 1, 2004.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **PRIMER v6: User manual/tutorial**. Plymouth, **PRIMER-E**. 2006.

COLWELL, R. K. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. purl.oclc.org/estimates 2005.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. **Insetos imaturos: metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 2006. 249p.

DEUS, C. P.; PETRERE JR., M. Seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 4, p. 579-588, 2003.

DUNSON, W. A.; SWARTS, F.; SILVESTRI, M. Exceptional tolerance to low pH of some tropical blackwater fish. **Journal of Experimental Zoology**, v. 201, n. 2, p. 157-162, 1977.

ESCHMEYER, W. N.; FRICKE, R. **Catalog of fishes electronic version**. Disponível em: <<http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>>. Acessado em 05 maio 2011.

ESTEVES, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, Série Oecologia Brasiliensis, VI, 1999. p.157-182. 260p.

ESTEVEZ, K. E.; LOBÓN-CERVIÁ, J. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 62, n. 4, p. 429-440, 2001.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán, 2001. 282p.

FERREIRA, F. C.; PETRERE JR., M. The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic Forest of southeast Brazil. **Hydrobiologia**, v. 636, n. 1, p. 11-34, 2009.

GERHARD, P.; MORAES, R.; MOLANDER, S. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 71, n. 4, p. 321-340, 2004.

GERKING, S. D. **Feeding ecology of fish**. San Diego: Academic Press, 1994. 416p.

GIDO, K. B.; JACKSON, D. A. **Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques**. American Fisheries Society, Symposium 73, 2010. 684p.

GILLIAM, J. F.; FRASER, D. F.; ALKINS-KOO, M. Structure of a tropical stream fish community - a role for biotic interactions. **Ecology**, v. 74, n. 6, p. 1856-1870, 1993.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. O lambari *Astyanax altiparanae* (Characidae) pode ser um dispersor de sementes? **Acta Scientiarum**, v. 25, n. 2, p. 353-360, 2003.

_____. Diversity of the ichthyofauna in the Serra do Mar State Park-Núcleo Santa Virgínia, São Paulo State, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 3, p. 213-218, 2006a.

_____. Ichthyofauna diversity in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1A, p. 75-83, 2006b.

_____. Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 2, p. 283-292, 2007a.

_____. Reproduction of Pirapitinga do Sul (*Brycon opalinus* Cuvier, 1819) in the Parque Estadual da Serra do Mar-Núcleo Santa Virgínia, São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 3, p. 541-549, 2007b.

_____. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 1-7, 2008a.

_____. The role of riverine forests for food supply for the omnivorous fish *Brycon opalinus* Cuvier, 1819 (Characidae) in the Serra do Mar, Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 321-328, 2008b.

GOMIERO, L. M.; GARUANA, L.; BRAGA, F. M. S. Reproduction of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiforms) in the Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 187-192, 2008.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, v. 59, n. 3, p. 507-515, 1978.

GUIMARÃES, A. T. B.; MENEZES, M. S.; PERET, A. C. Composição da ictiofauna em função da fisiografia de um riacho costeiro de Floresta Atlântica – Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 57-65, 2010.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. **PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis**: Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp. 2001.

HORWITZ, R. J. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. **Ecological Monographs**, v. 48, n. 3, p. 307-321, 1978.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v. 17, n. 4, p. 411-429, 1980.

IBAÑEZ, C.; BELLIARD, J.; HUGHES, R. M.; IRZ, P.; KAMDEM-TOHAM, A.; LAMOUREUX, N.; TEDESCO, P. A.; OBERDORFF, T. Convergence of temperate and tropical stream fish assemblages. **Ecography**, v. 32, n. 4, p. 658-670, 2009.

INGENITO, L. F. S.; BUCKUP, P. A. The Serra da Mantiqueira, south-eastern Brazil, as a biogeographical barrier for fishes. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 7, p. 1173-1182, 2007.

IVLEV, V. S. **Experimental ecology of the feeding of the fishes**. New Haven: University Press, 1961. 302p.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 29, n. 2, p. 205-207, 1980.

KRAMER, D. L. Reproductive seasonality in the fishes of a tropical stream. **Ecology**, v. 59, n. 5, p. 976-985, 1978.

LANGEANI, F.; BUCKUP, P. A.; MALABARBA, L. R.; PY-DANIEL, L. H.; LUCENA, C. A. S.; ROSA, R. S.; ZUANON, J. A. S.; LUCENA, Z. M. S.; BRITTO, M. R.; OYAKAWA, O. T.; GOMES-FILHO, G. Peixes de água doce. In: ROCHA, R. M.; BOEGER, W. A. (Orgs.). **Estado da arte e perspectivas para a Zoologia no Brasil**, 2008. Curitiba. UFPR. p.211-230. 296p.

LANGEANI, F.; CASATTI, L. **A contribuição dos peixes de água doce na identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração no estado de São Paulo**. Workshop de áreas continentais prioritárias para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo. (F. Langeani & L. Casatti, coords.), 2006.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 2nd. Amsterdam: Elsevier, 1998. 853p.

LEITÃO, R. P.; CARAMASCHI, E. P.; ZUANON, J. Following food clouds: feeding association between a minute loricariid and a characidiin species in an Atlantic Forest stream, Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 3, p. 307-310, 2007.

LEUNG, R.; CAMARGO, A. F. M. Marine influence on fish assemblage in coastal streams of Itanhaém River basin, southeastern Brazil **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 2, p. 219-232, 2005.

LOBÃO, V. L.; LOMBARDI, J. V.; MELO, S. G.; BARROS, H. P.; HORTENCIO, E.; ROVERSO, E. A. Estudos populacionais de *Macrobrachium birai* Lobão, Melo & Fernandes e *Macrobrachium petronioi* Melo, Lobão & Fernandes das Regiões de Cananéias Juréia (SP-Brasil) I. Dinâmica da reprodução. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 19, p. 49-62, 1992.

LOMBARDI, J. V.; LOBÃO, V. L.; ROVERSO, E. A. Estudos populacionais de *Macrobrachium birai* Lobão, Melo & Fernandes e *Macrobrachium petronioi* Melo, Lobão & Fernandes das regiões de Cananéias e Juréia (SP-Brasil) II. Dinâmica do crescimento. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 23, p. 47-54, 1996.

LORION, C. M.; KENNEDY, B. P. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. **Ecological Applications**, v. 19, n. 2, p. 468-479, 2009.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 534p.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Blackwell Science Ltd, 2004. 256p.

MARQUES, O. A. V.; DULEBA, W. **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Holos, 2004. 384p.

MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater fish ecology**. Massachusetts: Kluwer Academic Publishers, 1998. 756p.

MATTOX, G. M. T.; IGLESIAS, J. M. P. Ichthyofauna of Rio Jurubatuba, Santos, São Paulo: a high diversity refuge in impacted lands. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 107-114, 2010.

MAZZONI, R.; IGLESIAS-RIOS, R. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 1, p. 171-178, 2002.

MAZZONI, R.; LOBÓN-CERVIÁ, J. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. **Ecography**, v. 23, n. 5, p. 588-602, 2000.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H. Systematics of the Neotropical fish subfamily Glandulocaudinae (Teleostei: Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 3, p. 295-370, 2009.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, M. J. **Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais**. São Paulo: MZUSP, 2007. 407p.

MEYER, J. L. A blackwater perspective on riverine ecosystems. **BioScience**, v. 40, n. 9, p. 643-651, 1990.

MORAES, A. J. **Manual para avaliação da qualidade da água**. São Carlos: Rima, 2001. 44p.

MORAES, M. B.; BRAGA, F. M. S. Biologia populacional de *Imparfinis minutus* (Siluriformes, Heptapteridae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental, Estado de São Paulo **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 33, n. 3, p. 301-310, 2011.

MOSSOLIN, E. C.; BUENO, S. L. S. Reproductive biology of *Macrobrachium olfersi* (Decapoda, Palaemonidae) in São Sebastião, Brazil. **Journal of Crustacean Biology**, v. 22, n. 2, p. 367-376, 2002.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010. 174p.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NOGUEIRA, C.; BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; OYAKAWA, O. T.; Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. **Plos One**, v. 5, n. 6, p. 1-10, 2010.

OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K. C.; NOLASCO, J. C. **Peixes de riachos de Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo**. São Paulo: Neotrópica, 2006. 291p.

OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; ZANATA, A. M. Review of the genus *Hypostomus* Lacépède, 1803 from rio Ribeira de Iguape basin, with description of a new species (Pisces, Siluriformes, Loricariidae). **Zootaxa**, v. 921, p. 1-27, 2005.

OYAKAWA, O. T.; MENEZES, N. A. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1a, p. 1-13, 2011.

OYAKAWA, O. T.; MENEZES, N. A.; SHIBATTA, O. A.; LIMA, F. C. T.; LANGEANI, L.; PAVANELLI, C. S.; NIELSEN, D. T. B.; HILSDORF, A. W. S. Peixes de água doce. In: BRESSAN, P. M.; KIERRULFF, M. C. M.; SUGIEDA, A. M. (Eds.). **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, 2009. p.349-424. 645p.

PAVANELLI, C. S.; CARAMASCHI, E. P. Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper rio Paraná basin. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, n. 2, p. 271-280, 2003.

PEREIRA, E. H. L.; OYAKAWA, O. T. *Isbrueckerichthys epakmos*, a new species of loricariid catfish from the rio Ribeira de Iguape basin, Brazil (Teleostei: Siluriformes). **Neotropical Ichthyology**, v. 1, n. 1, p. 3-9, 2003.

PINKAS, L.; OLIPHANT, M. S.; IVERSON, I. L. K. Food habits of Albacore, Bluefin tuna and Bonito in California waters. **Fisheries Bulletin of California**, v. 152, p. 1-105, 1971.

PINTO, T. L. F.; UIEDA, V. S. Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: Are there spatial and seasonal differences in their selectivity? **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 67-78, 2007.

POR, F. D. Stream type diversity in the Atlantic lowland of the Juréia area (Subtropical Brazil). **Hydrobiologia**, v. 131, n. 1, p. 39-45, 1986.

_____. Hidrobiologia da Juréia e da baixada do Ribeira - rios e manguezais. In: MARQUES, O. A. V.; DULEBA, W. (Eds.). **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Holos, 2004. cap. 5, p.51-57. 384p.

POR, F. D.; LOPES, R. M. The streams of the Atlantic rainforest of Brazil. **Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 25, n. 3, p. 1871-1875, 1994.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, p. 1-16, 2003.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 729p.

RESENDE, E. K. D. Trophic structure of fish assemblages in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 389-403, 2000.

RIBEIRO, A. C. Tectonic history and the biogeography of the freshwater fishes from the coastal drainages of eastern Brazil: an example of faunal evolution associated with a divergent continental margin. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 225-246, 2006.

RIBEIRO, A. C.; Lima, F. C. T.; RICCOMINI, C.; MENEZES, N. A. Fishes of the Atlantic rainforest of Boracéia: testimonies of the Quaternary fault reactivation within a Neoproterozoic tectonic province in southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 17, n. 2, p. 157-164, 2006.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROCHA, F. C. D.; CASATTI, L.; PEREIRA, D. C. Structure and feeding of a stream fish assemblage in southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 1, p. 123-134, 2009.

ROCHA, S. S.; BUENO, S. L. S. Crustáceos decápodes de água doce com ocorrência no Vale do Ribeira de Iguape e rios costeiros adjacentes, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 4, p. 1001-1010, 2004.

ROLLA, A. P. P. R.; ESTEVES, K. E.; ÁVILA-DA-SILVA, A. O. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 1, p. 65-76, 2009.

RONDINELI, G. R.; BRAGA, F. M. S. Reproduction of the fish community of Passa Cinco Stream, Corumbataí River sub-basin, São Paulo State, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 1, p. 181-188, 2010.

RONDINELI, G. R.; CARMASSI, A. L.; BRAGA, F. M. S. Pisces, Buenos and Guaratinguetá watersheds, eastern Serra da Mantiqueira, São Paulo, Brazil. **Check List**, v. 7, n. 1, p. 71-74, 2011.

SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 1, p. 23-36, 1990.

SABINO, J.; SILVA, C. P. D. História natural de peixes da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O. A. V.; DULEBA, W. (Eds.). **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Holos, 2004. p.230-242. 384p.

SAZIMA, I.; BUCK, S.; SABINO, J. Peixes de riacho. In: Governo do Estado de São Paulo/Secretaria de Estado do Meio Ambiente (Eds.). **Intervalos, Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo, Fundação Florestal, 2001. p.169-179.

SAMPAIO, D.; SOUZA, V. C.; OLIVEIRA, A. A.; PAULA-SOUZA, J.; RODRIGUES, R. R. **Árvores da restinga: guia de identificação**. São Paulo: Neotrópica, 2005. 277p.

SERRA, J. P.; CARVALHO, F. R.; LANGEANI, F. Ichthyofauna of the rio Itatinga in the Parque das Neblinas, Bertioga, São Paulo State: composition and biogeography. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, p. 81-86, 2007.

SHELDON, A. L. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. **Ecology**, v. 49, n. 2, p. 193-198, 1968.

SILVA, A. T. D. **Estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos da bacia do Rio Itanhaém, litoral sul do estado de São Paulo, Brasil**. 2009. 97p. Dissertação de Mestrado. Departamento de Zoologia, UNESP, Rio Claro.

SILVA, C. P. D. **Estrutura, dieta e padrão longitudinal da comunidade de peixes de dois rios da Estação Ecológica Juréia-Itatins e sua regulação por fatores bióticos e abióticos**. 1999. Tese de Doutorado. Unicamp, Campinas.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos**. Embrapa, p.7. 2004.

SOUZA, U. P. **Biologia e ciclo de vida de *Astyanax cf. scabripinnis paranae* Eigenmann, 1914 (Characidae, Tetragonopterinae), no Ribeirão Grande, Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia, SP**. 2009. 130p. Tese de Doutorado. Departamento de Zoologia, UNESP, Rio Claro.

TARIFA, J. R. Unidades climáticas dos maciços litorâneos da Juréia-Itatins. In: MARQUES, O. A. V.; DULEBA, W. (Eds.). **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Holos, 2004. p.42-50. 384p.

TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. **Estudo dos insetos**. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 809p.

UIEDA, V. S. **Comunidade de peixes de um riacho litorâneo: composição, habitat e hábitos**. 1995. 229p. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.

UIEDA, V. S.; KIKUCHI, R. M. Entrada de material alóctone (detritos vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na cuesta de Botucatu, São Paulo. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 7, n. 1, p. 105-114, 1995.

UIEDA, V. S.; MOTTA, R. L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 15-30, 2007.

UIEDA, V. S.; PINTO, T. L. F. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. **Community Ecology**, v. 12, n. 1, p. 31-39, 2011.

UIEDA, V. S.; UIEDA, W. Species composition and spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of Brazil: comparison of two field study methodologies. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 3, p. 377-388, 2001.

VANNOTE, R. L. MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM, 1996.

WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, E. P. Fish ecology in tropical streams. In: DUDGEON, D. (Ed.). **Tropical stream ecology**. London: Academic Press, 2008. p.107-146. 324p.

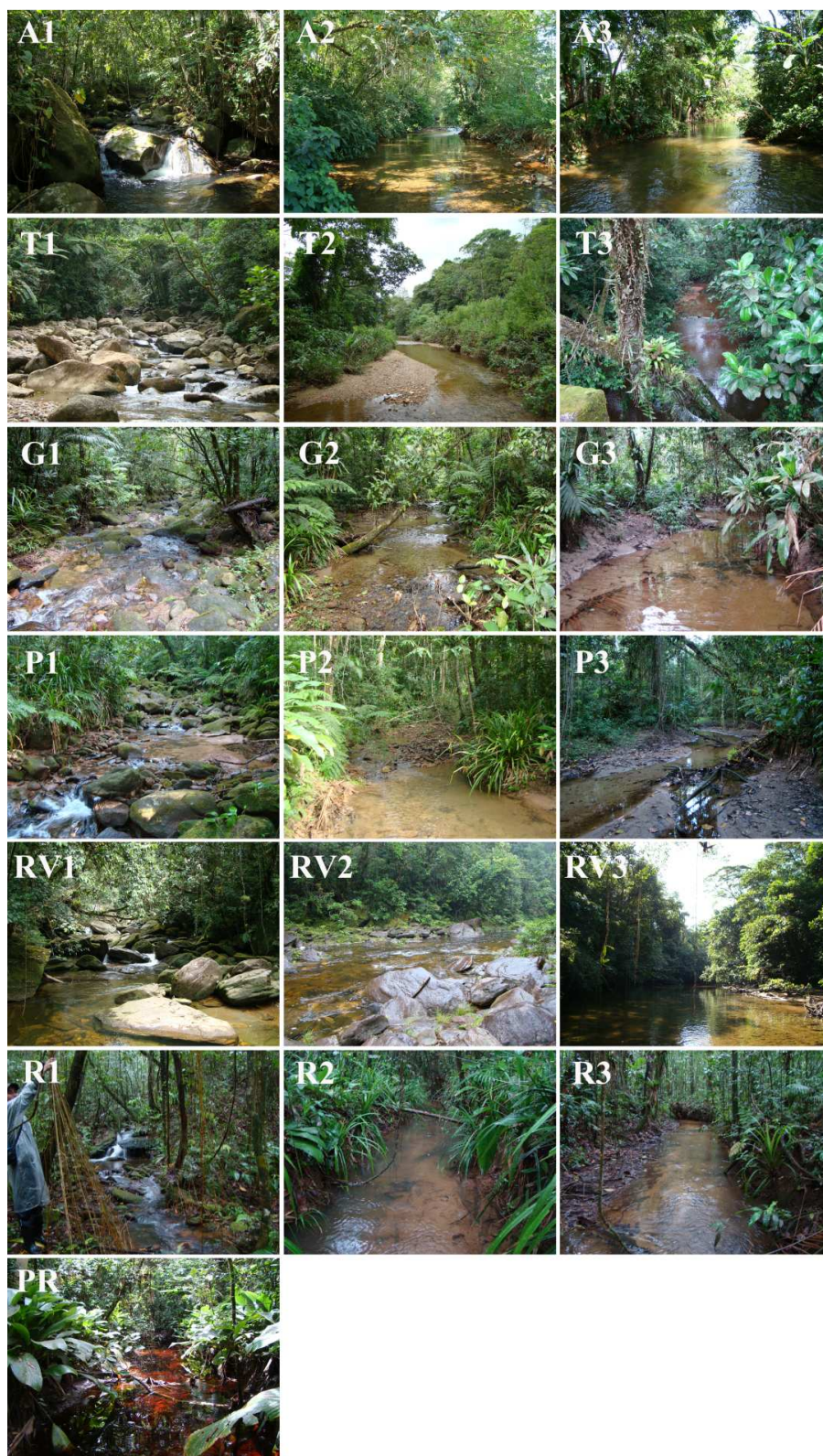
WOOTTON, R. J. **Fish ecology**. New York: Chapman and Hall, 1992. 212p.

WOSIACKI, W. B.; OYAKAWA, O. T. Two new species of the catfish genus *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae) from the rio Ribeira de Iguape Basin, Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 3, n. 4, p. 465-472, 2005.

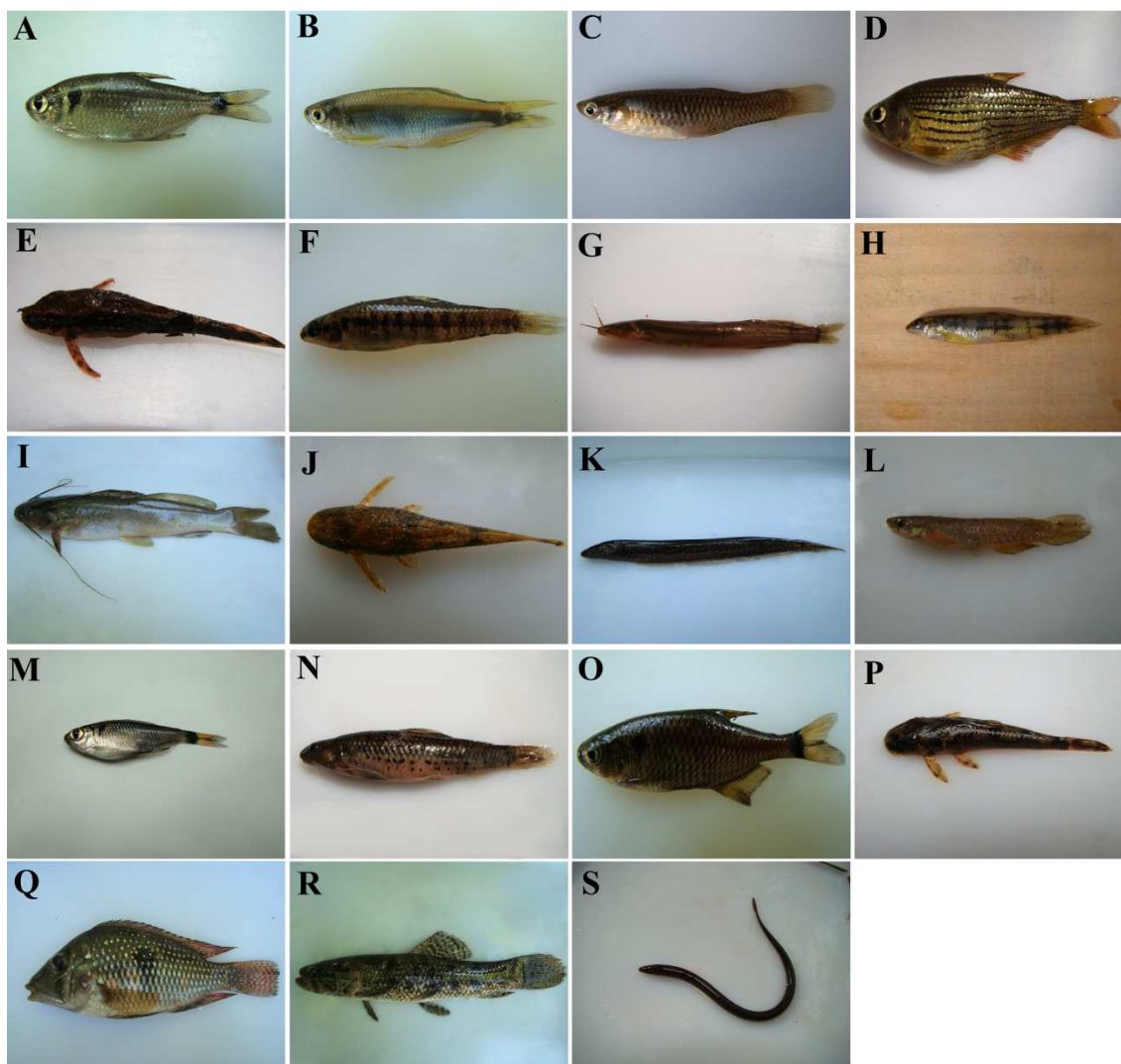
ZALEWSKI, M.; COWX, I. G. Factors affecting the efficiency of electric fishing. In: COWX, I. G.; AMARQUE, P. L. (Eds.). **Fish with electricity: applications in freshwater fisheries management**. Oxford: Fishing News Books, 1990. p.89-111. 243p.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5 ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2010. 944p.

Apêndice 1. Vistas parciais dos pontos amostrados nos riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. Ribeirão das Antas (A), ribeirão Tetequera (T), ribeirão Grajaúna (G), ribeirão da “Ponte 2” (P), Rio Verde (RV), “Riacho 1” (R) e Rio Preto (PR). Trechos superiores (1), médios (2) e inferiores (3). Fotos: Cristina da Silva Gonçalves.



Apêndice 2. Ictiofauna de água doce registrada nos riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins, entre abril de 2009 e fevereiro de 2010. O comprimento total é apresentado após o nome de cada espécie. A) *Astyanax ribeirae* 49 mm, B) *Mimagoniates microlepis* 36 mm, C) *Phalloceros* cf. *reisi* 34 mm, D) *Hollandichthys multifasciatus* 88 mm, E) *Pseudotothyris obtusa* 28 mm, F) *Characidium* cf. *pterostictum* 40 mm, G) *Acentronichthys leptos* 89 mm, H) *Characidium lauroi* 40 mm, I) *Rhamdia quelen* 216 mm, J) *Schizolecis guntheri* 39 mm, K) *Gymnotus pantherinus* 200 mm, L) *Rivulus santensis* 41 mm, M) *Hyphessobrycon griemi* 28 mm, N) *Characidium* cf. *schubarti* 64 mm, O) *Hyphessobrycon reticulatus* 48 mm, P) *Kronichthys heylandi* 44 mm, Q) *Geophagus brasiliensis* 62 mm, R) *Hoplias malabaricus* 264 mm, e S) *Synbranchus marmoratus* 270 mm. Os exemplares foram fotografados logo após serem retirados da água. Fotos: Cristina da Silva Gonçalves.



Apêndice 3. Ictiofauna de água doce registrada na Estação Ecológica Juréia-Itatins por Sabino & Silva (2004) (1) e Oyakawa *et al.* (2006) (2). Ocorrência das espécies nos sistemas de drenagens do estado de São Paulo (Brasil), de acordo com Oyakawa & Menezes (2011) (3): R: bacia do rio Ribeira de Iguape, C: “bacia Costeira”, UP: bacia do alto rio Paraná, PS: bacia do rio Paraíba do Sul. Ictiofauna registrada no presente estudo (4). * Espécies endêmicas da Mata Atlântica (Menezes *et al.*, 2007), + Espécies ameaçadas (Oyakawa *et al.*, 2009).

Espécies	1	2	3	4
Siluriformes				
<i>Acentronichthys leptos</i> *	x	x	R, C	x
<i>Ancistrus multispinis</i> *		x	R	
<i>Ancistrus</i> sp.	x			
<i>Glanidium</i> sp.	x			
<i>Harttia kronoi</i> *	x		R	
<i>Hisonotus gibbosus</i>	x			
<i>Hisonotus leucofrenatus</i> *		x	R	
<i>Hypostomus</i> sp.	x			
<i>Kronichthys heylandi</i> *	x		C	x
<i>Kronichthys lacerta</i> *		x	R	
<i>Kronichthys subteres</i> *		x	R	
<i>Microcambeva ribeirae</i> *		x	R	
<i>Microcambeva</i> sp.	x			
<i>Microglanis</i> sp.	x			
<i>Otocinclus affinis</i> *		x	R	
<i>Parotocinclus maculicauda</i> *		x	R, C	
<i>Pimelodella transitoria</i> *		x	R	
<i>Pimelodella</i> sp.	x			
<i>Pimelodus</i> sp.	x			
<i>Pseudotothyris obtusa</i> *			R, C	x
<i>Rineloricaria cf. lima</i>	x		R, PS	
<i>Rineloricaria</i> sp.		x		
<i>Rhamdia quelen</i>	x	x	R, C, UP, PS	x
<i>Rhamdioglanis frenatus</i> *	x		C	
<i>Rhamdioglanis transfaciatus</i> *		x	R	
<i>Schizolecis guntheri</i> *	x	x	R, C	x
<i>Scleromystax barbatus</i> *	x	x	R, C, PS	
<i>Scleromystax macropterus</i> *+			R, C	x
<i>Scleromystax prionotos</i> *+		x	R, C	
<i>Trichomycterus zonatus</i> *		x	R, C	
Characiformes				
<i>Astyanax janeiroensis</i> *		x	R, C	
<i>Astyanax ribeirae</i> *	x	x	R	x
<i>Bryconamericus microcephalus</i> *		x	R	
<i>Characidium japyhybense</i> *		x	R, C, UP	
<i>Characidium lanei</i> *	x	x	R, C	
<i>Characidium lauroi</i> *			UP, PS	x
<i>Characidium pterostictum</i> *	x	x	R	x
<i>Characidium schubarti</i> *		x	R, UP	x
<i>Characidium</i> sp.	x			
<i>Cyphocharax santacatarinae</i> *	x		R, C	
<i>Deuterodon iguape</i> *	x	x	R, C	
<i>Hollandichthys multifasciatus</i> *	x		R, C, UP	x
<i>Hoplias lacerdae</i> *+	x		R	
<i>Hoplias malabaricus</i>		x	R, C, UP, PS	x
<i>Hyphessobrycon griemi</i> *			R, C	x
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> *			R, C, UP, PS	x
<i>Mimagoniates microlepis</i> *	x	x	R, UP	x
<i>Oligosarcus hepsetus</i> *	x		R, PS	
<i>Pseudocorynopoma heterandria</i> +	x	x	R, UP	
<i>Probolodus heterostomus</i> *	x	x	R, PS	

Apêndice 3. *Continuação.*

Espécies	1	2	3	4
Perciformes				
<i>“Cichlasoma” facetum</i>	x			
<i>Crenicichla lacustris</i> *	x		PS	
<i>Crenicichla</i> sp.		x		
<i>Geophagus brasiliensis</i>	x		C, UP, PS	x
<i>Geophagus iporangensis</i> *		x	R	
Cyprinodontiformes				
<i>Phalloceros reisi</i> (<i>P. caudimaculatus</i>)*	x	x	R, C, UP	x
<i>Phalloptychus januaris</i> (<i>Phalloptychus</i> sp.)*	x		C	
<i>Rivulus santensis</i> *			R, C, UP	x
Gymnotiformes				
<i>Brachyhypopomus jureiae</i> *+		x	R	
<i>Gymnotus carapo</i>		x	R, UP, PS	
<i>Gymnotus pantherinus</i> *	x	x	R, C, UP, PS	x
Synbranchiformes				
<i>Synbranchus marmoratus</i> (<i>Synbranchus</i> sp.)	x		R, UP, PS	x
Total	35	34	50	20
Espécies endêmicas	20	28	43	15
Espécies ameaçadas	2	3	5	1