

**UNIVERSIDADE DE TAUBATÉ**

**Juliano Rodrigues Honorio**

**Composição e distribuição das espécies de peixes (Actinopterygii)  
do rio Una, Vale do Paraíba do Sul, São Paulo**

**Taubaté - SP**

**2017**

**Juliano Rodrigues Honorio**

**Composição e distribuição das espécies de peixes (Actinopterygii)  
do rio Una, Vale do Paraíba do Sul, São Paulo**

Dissertação apresentada como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais - Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Taubaté.

Orientador: Prof. Dr. Itamar Alves Martins

**Taubaté - SP**

**2017**

**Ficha catalográfica elaborada pelo  
SIBi – Sistema Integrado de Bibliotecas / UNITAU**

H774c Honorio, Juliano Rodrigues

Composição e distribuição das espécies de peixes (Actinopterygii) do rio Una, Vale do Paraíba do Sul, São Paulo / Juliano Rodrigues Honorio. - 2017.

81f. : il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade de Taubaté, Departamento de Ciências Agrárias, 2017.

Orientação: Prof. Dr. Itamar Alves Martins / Departamento de Ciências Biológicas.

1. Afluentes paulistas. 2. Ictiofauna dulcícola. 3. Influência de habitat. 4. Rio Paraíba do Sul. 5. Variação sazonal. I. Título. II. Ciências Ambientais.

Ao meu pai, Antônio, meu grande companheiro desde sempre. Você sempre me abriu caminhos e jamais mediu esforços para me ajudar a realizar os meus sonhos. Te agradeço por tudo.

À minha mãe, Marlene, a quem sempre cuidou e esteve lá por todos nós, seus filhos. Obrigado por todos os seus conselhos e, acima de tudo, pelo seu amor incondicional.

À minha irmã, Neide, que sempre me ajudou e que muitas vezes me permitiu “estar em dois lugares ao mesmo tempo”. Você é uma ótima irmã mais velha.

Ao Scooby-Doo, o melhor cão/irmão caçula que eu já tive. E “hey, Doo”, te agradeço pelos anos incríveis que compartilhou comigo, você foi um amigo maravilhoso.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer a minha família, meus pais Antônio e Marlene, por todo apoio que vocês me deram durante esta caminhada. A minha irmã, Neide, que junto com meu pai, fez parte da minha equipe de coletas. Muito obrigado, sem vocês, nada disso seria possível.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Itamar Alves Martins, pela amizade, companheirismo, ensinamentos e conselhos dispensados a mim durante esses dois anos. Obrigado pela oportunidade, pude aprender muito com você (sobre pesca, inclusive). Você é um grande professor e um orientador incrível.

Ao Prof. Dr. Francisco Langeani Neto, não apenas pela identificação das espécies, mas, por toda a sua atenção e paciência ao compartilhar comigo, parte do seu imenso conhecimento sobre ictiologia.

Ao Prof. Dr. Eduardo Enari, presidente da FAPETI (Fundação de Pesquisa, Tecnologia e Inovação), pelo apoio financeiro, em forma de bolsa de mestrado.

A Profa. Dra. Ursulla Pereira Souza, por ter aceito fazer parte da minha banca de defesa. Agradeço pelos seus questionamentos, críticas, correções e acima de tudo, pelas sugestões feitas, elas foram de grande ajuda na finalização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Valter José Cobo, pelas críticas e questionamentos feitos durante os exames de qualificação e de defesa. Eles me ajudaram a melhorar e crescer, em relação à pesquisa. Obrigado também, por ter sido um dos melhores professores durante a minha graduação.

Ao Prof. Dr. Marcelo dos Santos Targa, por nos apresentar a da bacia do rio Una.

A Rosele Silva Costa-Ferreira (DZSJRP), por toda sua atenção e ajuda durante a minha estadia em seu laboratório.

Ao Eduardo Henrique Teixeira (CCLZ / UNITAU), pelo auxílio no trabalho laboratorial.

Aos Lucas (Portuga), pela sua imensa ajuda com a metodologia estatística. Obrigado também aos demais companheiros de Labzoo (Lucas, Paulo, Maysa, Leonardo, Vitor e Guilherme) por toda a ajuda, trocas de experiências e também pelas risadas.

Um obrigado especial ao “Seu Jairo”, por nos permitir realizar as coletas em sua propriedade.

A pesquisa básica é como atirar uma flecha  
para o ar e, onde ela cair, pintar um alvo.

Homer Adkins Burton

## RESUMO

No presente trabalho são analisadas a composição e distribuição das espécies de peixes do rio Una, relacionando-as entre si e com os descritores ambientais. Foram amostrados mensalmente trechos de 150 metros dentro de três áreas de amostragem, aqui denominadas áreas I, II e III, ao longo do canal principal do rio Una, no período de abril de 2016 a março de 2017, compreendendo duas estações climáticas. Em cada área de amostragem foram avaliados seis parâmetros ambientais, juntamente com a caracterização fisiográfica do ambiente. Para coleta dos exemplares de peixes foram utilizadas varas de pesca, covos, tarrafas, rede do tipo tela de arrasto manual e puçás. A correlação entre a composição da ictiofauna e os parâmetros ambientais foi realizada por meio da Análise de Redundância Parcial (pRDA). Foram coletados 1.534 exemplares de peixes, pertencentes a cinco ordens, 14 famílias, 26 gêneros e trinta espécies. Characidae e Loricariidae foram as famílias mais representativas em relação a riqueza e abundância. *Astyanax bimaculatus* e *Hypostomus cf. luetkeni* foram as espécies com o maior número de indivíduos coletados. *Apareiodon affinis*, *Characidium pterostictum*, *Bryconamericus iheringii*, *Corydoras nattereri*, *Ancistrus multispinis*, *Parotocinclus maculicauda* e *Cichlasoma portalegrense* formam um conjunto de novos registros de ocorrência para a bacia do rio Paraíba do Sul. As características ambientais de cada área de amostragem influenciaram na distribuição e abundância das espécies ao longo gradiente longitudinal do rio. A composição da ictiofauna foi estatisticamente correlacionada com as taxas de oxigênio dissolvido, velocidade de correnteza e tipos de substrato de fundo dominante. A área III apresentou o maior número de indivíduos coletados e a área II, o de espécies registradas, bem como os maiores índices de diversidade. A composição da ictiofauna diferiu sazonalmente, tendo dez espécies ocorrido exclusivamente durante o período chuvoso, quando também foi registrado um maior número de indivíduos coletados.

Palavras-chave: Ictiofauna dulcícola. Influência de habitat. Variação sazonal. Bacia do rio Paraíba do Sul. Afluentes paulistas.

## ABSTRACT

Composition and distribution of the fish species (Actinopterygii) from Una River, Paraíba do Sul River Valley, State of São Paulo

The present work analyses the composition and distribution of fish species of the Una River relating them to each other and the environmental descriptors. Sampling were conducted once a month in 150-meters-long stretches within three sampling areas along the channel of the Una River, which here is referred to as areas I, II and III, between April 2016 and March 2017, including wet and dry season. In every sampling area, six environmental parameters were evaluated, together with physiographic features. Fish specimens were captured using angling, fyke nets, cast nets, dragnets and hand nets. The correlation between the composition of the ichthyofauna and the environmental parameters was obtained through Partial Redundancy Analysis (pRDA). A total of 1,534 specimens were collected, which corresponds to 5 different Orders, 14 Families, 26 Genera and 30 Species. Characidae and Loricariidae were the most representative families concerning wealth and abundance. *Astyanax bimaculatus* and *Hypostomus cf. luetkeni* were the species with the highest number of individuals collected. *Ancistrus multispinis*, *Parotocinclus maculicauda* and *Cichlasoma portalegrense* form a set of new occurrence records for fish species in the Paraíba do Sul River Basin. It seems the environmental characteristics of each sampling area influenced the distribution and abundance of the species along the longitudinal gradient of the river. The composition of the ichthyofauna was statistically correlated with the concentration of dissolved oxygen, flow velocity and substrate type. Area III showed the highest number of individuals collected and area II showed the highest number of registered species, as well as the highest diversity indexes. The composition of the ichthyofauna varied seasonally, with ten species occurring exclusively during the wet season when a more significant number of individuals were also recorded.

Keywords: freshwater ichthyofauna; Influence of habitat; seasonal variation; The Paraíba do Sul River Basin; Tributaries of the State of São Paulo (Brazil).



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Mapa hidrográfico da bacia do rio Paraíba do Sul com destaque para os limites da bacia do rio Una, Vale do Paraíba do Sul, São Paulo ..... 21
- Figura 2. Mapa dos limites da bacia hidrográfica do rio Una com a marcação das áreas de amostragem ao longo do canal principal. (fonte: GOOGLE. Google Earth Pro. Versão 7.3.0.3832. Disponível em: <https://earth.google.com>) ..... 23
- Figura 3. Vista geral da área I, bairro dos Remédios, município de Taubaté, São Paulo. a) banco de areia exposto durante o período de seca. b) vegetação marginal à montante. c) vegetação marginal à jusante ..... 24
- Figura 4. Vista geral da área II, bairro do Itaim, município de Taubaté, São Paulo. a) ponto de encontro do rio Una com o ribeirão do Itaim. b) vegetação marginal à montante. c) vegetação marginal à jusante ..... 25
- Figura 5. Vista geral da área III, bairro do Padre Eterno, município de Tremembé, São Paulo. a) queda d' água. b) vegetação marginal à montante, além do substrato de fundo compostopor xisto. c) vegetação marginal à jusante ..... 26
- Figura 6. Disposição dos conjuntos de varas armadas em pontos de remanso ao longo das áreas de amostragem. a-b) área I. b-c) área II. e-f) área III ..... 28
- Figura 7. Tarrafas utilizadas para captura dos exemplares de peixes. a-b) tarrafa com malha de 5 milímetros entre nós. c-d) tarrafa com malha de 30 milímetros entre nós ..... 29
- Figura 8. a) rede do tipo tela de arrasto manual. b) passagem de puçá entre pedras ..... 29

Figura 9. Resultados da Análise de Redundância Parcial (pRDA) mostrando os padrões de correlação entre a abundância de espécies (pontos negros) e os preditores ambientais (indicados por setas). Os asteriscos indicam as variáveis ambientais estatisticamente correlacionadas com a composição da comunidade ( $p < 0,05$ ). *Apareiodon affinis* (Apaf), *Characidium pterostictum* (Chpt), *Astyanax bimaculatus* (Asbi), *A. giton* (Asgi), *A. parahybae* (Aspa), *Bryconamericus iheringii* (Brih), *Oligosarcus hepsetus* (Olhe), *Hoplias malabaricus* (Homa), *Corydoras nattereri* (Cona), *Hoplosternum littorale* (Holi), *Hypostomus affinis* (Hyaf), *H. cf. luetkeni* (Hylu), *Rineloricaria cf. steindachneri* (Rist), *Rineloricaria* sp. (Risp). *Parotocinclus maculicauda* (Pama), *Pimelodella lateristriga* (Pila), *Rhamdia quelen* (Rhqu), *Gymnotus carapo* (Gyca), *Synbranchus marmoratus* (Syma), *Crenicichla lacustris* (Crla), *Cichlasoma portalegrense* (Cipo), *Geophagus brasiliensis* (Gebr) ..... 34

Figura 10. Contribuição das famílias em relação a riqueza de espécies coletadas nas três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo no período de abril de 2016 a março de 2017 ..... 36

Figura 11. Contribuição das famílias em relação a abundância de indivíduos coletados nas três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo no período de abril de 2016 a março de 2017 ..... 37

Figura 12. Contribuição das espécies para a abundância de indivíduos coletados nas três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo, no período de abril de 2016 a março de 2017. *Astyanax bimaculatus* (Asbi), *H. cf. luetkeni* (Hylu), *C. nattereri* (Cona), *P. lateristriga* (Pila), *R. cf. steindachneri* (Rist), *B. iheringii* (Brih), *C. portalegrense* (Cipo), *H. affinis* (Hyaf), *G. brasiliensis* (Gebr), *C. pterostictum* (Chpt), *C. lacustris* (Crla), *A. giton* (Asgi), *G. carapo* (Gyca), *P. maculicauda* (Pama), *H. littorale* (Holi), *R. quelen* (Rhqu), *O. hepsetus* (Olhe), *A. affinis* (Apaf), *H. malabaricus* (Homa), *T. albinotatus* (Tral), *A. parahybae* (Aspa), *Metynnis* sp. (Mesp), *A. multispinis* (Anmu), *Rineloricaria* sp. (Risp), *P. maculatus* (Pima), *S. marmoratus* (Syma), *Prochilodus* sp. (Prsp), *H. eques* (Hyeq), *G. melanopterum* (Glme), *O. niloticus* (Orni) ..... 37

Figura 13. Contribuição das espécies para abundância de indivíduos coletados na área I, entre os meses de abril de 2016 e março de 2017. *Astyanax bimaculatus* (Asbi), *H. cf. luetkeni* (Hylu), *R. cf. steindachneri* (Rist), *P. lateristriga* (Pila), *C. pterostictum* (Chpt), *B. iheringii* (Brih), *P. maculicauda* (Pama), *G. carapo* (Gyca), *T. albinotatus* (Tral), *H. affinis* (Hyaf), *C. portalegrense* (Cipo), *H. malabaricus* (Homa), *C. nattereri* (Cona), *A. giton* (Asgi), *O. hepsetus* (Olhe), *H. littorale* (Holi), *R. quelen* (Rhqu), *G. melanopterum* (Glme) e *G. brasiliensis* (Gebr)..... 38

Figura 14. Contribuição das espécies para abundância de indivíduos coletados na área II, entre os meses de abril de 2016 e março de 2017. *Astyanax bimaculatus* (Asbi), *C. nattereri* (Cona), *B. iheringii* (Brih), *A. giton* (Asgi), *P. lateristriga* (Pila), *H. affinis* (Hyaf), *H. cf. luetkeni* (Hylu), *R. cf. steindachneri* (Rist), *G. carapo* (Gyca), *G. brasiliensis* (Gebr), *R. quelen* (Rhqu), *C. portalegrense* (Cipo), *O. hepsetus* (Olhe), *H. malabaricus* (Homa), *S. marmoratus* (Syma), *A. parahybae* (Aspa), *H. littorale* (Holi), *Rineloricaria* sp. (Risp), *Prochilodus* sp. (Prsp), *P. maculicauda* (Pama) e *O. niloticus* (Orni) ..... 39

Figura 15. Contribuição das espécies para abundância de indivíduos coletados na área III, entre os meses de abril de 2016 e março de 2017. *Astyanax bimaculatus* (Asbi), *H. cf. luetkeni* (Hylu), *C. portalegrense* (Cipo), *P. lateristriga* (Pila), *H. affinis* (Hyaf), *G. brasiliensis* (Gebr), *B. iheringii* (Brih), *C. lacustris* (Crla), *C. pterostictum* (Chpt), *R. cf. steindachneri* (Rist), *A. affinis* (Apaf), *C. nattereri* (Cona), *H. littorale* (Holi), *P. maculatus* (Pima), *Metynnis* sp. (Mesp), *O. hepsetus* (Olhe), *H. malabaricus* (Homa), *A. multispinis* (Anmu), *H. eques* (Hyeq) e *P. maculicauda* (Pama) ..... 39

Figura 16. Dendrograma de similaridade para as três áreas de amostragem. Agrupamento obtido por meio do coeficiente de similaridade Jaccard. Método de agrupamento por associação média (UPGMA)..... 40

Figura 17. Proporção das espécies acidentais, acessórias e constantes na área I durante os períodos seco (cinza) e chuvoso (preto) ..... 47

Figura 18. Proporção das espécies acidentais, acessórias e constantes na área II durante os períodos seco (cinza) e chuvoso (preto) ..... 47

Figura 19. Proporção das espécies acidentais, acessórias e constantes na área III durante os períodos seco (cinza) e chuvoso (preto) .....	48
Figura 20. Curva do coletor para as três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo. Área I (azul), área II (vermelho) e área III (cinza) .....	48
Figura 21. <i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879). 37,9 mm. CP. Rio Una, Tremembé-SP .....	72
Figura 22. <i>Characidium pterostictum</i> Gomes, 1947. 46,6 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	72
Figura 23. <i>Prochilodus</i> sp. 250,0 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	72
Figura 24. <i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758). 73,4 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	73
Figura 25. <i>Astyanax giton</i> Eigenmann, 1908. 72,2 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	73
Figura 26. <i>Astyanax parahybae</i> Eigenmann, 1908. 82,6 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	73
Figura 27. <i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887). 49,1 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP .....	74
Figura 28. <i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882). 28,0 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP .....	74
Figura 29. <i>Metynnis</i> sp. 84,9 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP .....	74
Figura 30. <i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1817). 63,80 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	75
Figura 31. <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1974). 244,1 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	75
Figura 32. <i>Trichomycterus albinotatus</i> Costa, 1992. 141,3 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	75

Figura 33. <i>Corydoras nattereri</i> Steindachner, 1877. 44,4 m CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	76
Figura 34. <i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828). 165,1 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP .....	76
Figura 35. <i>Ancistrus multispinis</i> (Regan, 1912). 73,2 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP .....	76
Figura 36. <i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877). 151,9 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	77
Figura 37. <i>Hypostomus</i> cf. <i>luetkeni</i> (Steindachner, 1876). 113,1 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP .....	77
Figura 38. <i>Parotocinclus maculicauda</i> (Steindachner, 1877). 31,5 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	77
Figura 39. <i>Rineloricaria</i> cf. <i>steindachneri</i> (Regan, 1904). 112, 1 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	78
Figura 40. <i>Rineloricaria</i> sp. 149, 5 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	78
Figura 41. <i>Pimelodella lateristriga</i> (Müller & Troschel, 1849). 107,2 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	78
Figura 42. <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824). 155,3 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	79
Figura 43. <i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803. 210, 5 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP .....	79
Figura 44. <i>Glanidium melanopterum</i> Miranda-Ribeiro, 1918. 180.4 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	79

Figura 45. <i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758. 195,4 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	80
Figura 46. <i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795. 480,0 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	80
Figura 47. <i>Cichlasoma portalegreense</i> (Hensel, 1870). 100,0 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP .....	80
Figura 48. <i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855). 97,1 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP .....	81
Figura 49. <i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824). 121,7 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP .....	81
Figura 50. <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758). 190,0 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP .....	81

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Coordenadas e descritores fisiográficos das três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo ..... 32
- Tabela 2. Média, desvio padrão (DP) e amplitude dos valores de profundidade média (m), oxigênio dissolvido (mg/l), pH, temperatura da água (°C), velocidade de correnteza (m/s) ..... 33
- Tabela 3. Lista taxonômica das espécies coletadas nas três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo no período de abril de 2016 a março de 2017. Número exemplares (N), espécie de origem alóctone (\*), espécie exótica (\*\*) ..... 35
- Tabela 4. Riqueza absoluta (S), abundância (N), índices de diversidade: Shannon-Wiener (H'), Simpson (D) e equabilidade (J) para as três áreas amostradas no rio Una ..... 41
- Tabela 5. Teste comparativo entre os índices de diversidade (H') obtidos em cada uma das três áreas de amostragem (valores de H': área I = 1.958; área II = 2.042; área III = 1.974) ..... 41
- Tabela 6. Abundância (N) e amplitude do comprimento padrão (CP mm) dos indivíduos coletados no rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo entre os meses de abril de 2016 e março de 2017..... 42
- Tabela 7. Constância das espécies coletadas nas três áreas de amostragem ao longo rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo. Constância (Const.), categoria (Cat.), acidental ( $R < 25\%$ ), acessória ( $25\% < A \leq 50\%$ ), constante ( $C > 50\%$ ) ..... 44
- Tabela 8. Riqueza absoluta (S), abundância (N), índices de diversidade: Shannon-Wiener (H'), Simpson (D) e equabilidade (J) para as três áreas amostradas nos períodos seco e chuvoso ..... 45

Tabela 9. Abundância das espécies nas três áreas de amostragem durante os períodos seco e chuvoso .....	46
---------------------------------------------------------------------------------------------------------	----



## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	17
2. OBJETIVOS .....	20
2.1 OBJETIVO GERAL .....	20
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	20
3. ÁREA DE ESTUDO .....	20
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	22
4.1 ESTAÇÕES AMOSTRAIS .....	22
4.2 COLETA DE PEIXES .....	27
4.3 ANÁLISE DE DADOS .....	30
5. RESULTADOS .....	32
5.1 DESCRITORES AMBIENTAIS .....	32
5.2 ICTIOFAUNA .....	34
6. DISCUSSÃO .....	49
6.1 DESCRITORES AMBIENTAIS .....	49
6.2 ICTIOFAUNA .....	51
6.2.2 ESPÉCIES INTRODUZIDAS E NOVOS REGISTROS DE OCORRÊNCIA PARA A BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL .....	56
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	58
8. REFERÊNCIAS .....	59
9. FIGURAS .....	72

## 1. INTRODUÇÃO

Com mais de 33.500 espécies descritas, os peixes representam mais da metade das cerca de 55.000 espécies de vertebrados descritas no planeta (Nelson, 2006; Froese & Pauly, 2017). Estima-se que existam 13.000 de peixes dulcícolas em todo o mundo, com a maior parte delas sendo encontrada em águas tropicais da Região Neotropical, em especial no continente sul-americano, onde levantamentos recentes registraram a ocorrência de 5.160 espécies. Mais da metade desse conjunto de espécies pode ser encontrada em território brasileiro, onde se localizam as maiores redes de drenagem dentro dessa região biogeográfica (Menezes, 1996; Reis et al. 2016; Froese & Pauly, 2017).

Com base na distribuição de suas espécies de peixes, algumas importantes bacias que drenam a região sudeste do Brasil são agrupadas em um conjunto denominado de Leste brasileiro. Essas bacias se caracterizam por serem independentes, apresentarem pequenas dimensões, baixa complexidade de seus sistemas fluviais e desaguardem diretamente no oceano Atlântico. Como resultado de seus respectivos históricos geológico e evolutivo, essas bacias apresentam ictiofaunas consideravelmente diferenciadas entre si. Entre essas drenagens, a bacia do rio Paraíba do Sul é reconhecida por sua ictiofauna peculiar, altamente endêmica, a ponto de ser considerada uma ecorregião distinta entre as demais bacias formadoras do Leste brasileiro (Hilsdorf & Petrere Jr, 2002; Ribeiro, 2006; Abell et al. 2008; Vieira & Rodrigues, 2010).

Tendo em vista a grande diversidade de espécies existentes, uma comunidade de peixes pode ser descrita e caracterizada de vários modos, dependendo da natureza do estudo, atributos enfatizados na pesquisa e dos objetivos a serem alcançados (Jackson et al. 2001). Variações espaciais e temporais nessa estrutura e, a forma com que estas espécies interagem entre si e com o ambiente, constituem temas de grande importância no estudo de comunidades (Andrade, 2004). Segundo Jackson et al. (2001), ao se estudar a estrutura de uma assembleia de peixes local, é comum presumir, mesmo que de forma implícita, que a associação dessas espécies surja a partir de fatores bióticos ou abióticos, ou ainda, uma combinação de ambos.

Dois dos principais fatores bióticos que podem atuar como agentes reguladores na estruturação de uma comunidade de peixes são as interações por meio da predação e da competição interespecífica. Alguns estudos mostram que diversas espécies de pequenos peixes não conseguem coexistir em ambientes habitados por espécies piscívoras. Como exemplo, espécies de Cyprinodontiformes, um dos principais grupos presentes na bacia do rio Paraíba

do Sul, demonstram forte associação negativa com esses predadores, de modo que, ambos os grupos geralmente não são encontrados no mesmo ambiente, especialmente naqueles de menor diversidade de habitats (Jackson et al. 1992; Chapleau et al. 1997; Bizerril, 1999). Power et al. (1985) relatam que a presença de predadores pode afetar a escolha de habitat por parte das espécies menores em ambientes lóticos, resultando em conjuntos de espécies distintos ao longo de um gradiente longitudinal.

Semelhanças na bionomia, sobretudo entre espécies nativas e introduzidas, é um aspecto que pode conduzir a um processo de exclusão de grupos com menor potencial biótico (Lowe-McConnell, 1987). Em seu trabalho, Bizerril (1999) relatou casos de diminuição da população de *Brycon opalinus* com o concomitante aumento na população do introduzido *Salminus maxillosus* na bacia do rio Paraíba do Sul, processo semelhante ao observado nas populações do curimba nativo, *Prochilodus vimboides* e o seu equivalente introduzido, *P. scrofa*. A introdução de espécies em ambientes lóticos tem sido apontada como a segunda maior causa de extinção de espécies de peixes, ficando atrás somente da destruição de habitat (Simberloff, 2003).

Assim como as interações interespecíficas, os fatores ambientais, tanto de natureza física, como o clima e as características estruturais do rio, quanto de natureza química, como a disponibilidade de oxigênio dissolvido e o grau de acidez da água, são capazes de exercer importante influência na estruturação de uma comunidade de peixes (Jackson et al. 2001). O grau de acidez e os níveis de oxigênio disponível na água tendem a afetar espécies de pequenos e de grandes peixes de formas distintas. Indivíduos maiores geralmente apresentam alta demanda de oxigênio, ao contrário de indivíduos menores, capazes de sobreviver mesmo em ambientes com baixos níveis de oxigênio dissolvido (Magnuson et al. 1985). Por outro lado, muitas espécies de peixes menores tendem a ser mais vulneráveis a altos índices de acidez da água do que aquelas de maior tamanho corporal (Rachel & Magnuson, 1983).

Fatores climáticos controlam a faixa potencial que uma determinada espécie pode ocupar, podendo estes ser divididos entre aqueles relacionados a temperatura e aqueles relacionados a precipitação. Os efeitos da temperatura têm sido reconhecidos como limitantes a distribuição de espécies, tanto em pequenas, quanto em grandes escalas geográficas (Shuter et al. 1980; Grossman & Freeman, 1987). Altas temperaturas frequentemente resultam em um aumento na demanda fisiológica por parte dos organismos e uma diminuição dos níveis de oxigênio na água, tornando essa, uma combinação capaz de impor limites a ocupação de espécies em determinadas áreas (Matthews & Berg, 1997). A precipitação influencia na mudança de fluxo do sistema lótico, alterando sazonalmente suas características e,

consequentemente, o uso do habitat por parte das espécies de peixes (Jackson et al. 2001). Alguns trabalhos realizados em rios e riachos do sudeste do Brasil registraram composições de espécies distintas entre períodos de estiagem e de maiores volumes de chuvas (Ferreira & Casatti, 2006; Melo et al. 2006).

A importância da influência das características estruturais do ambiente sobre a composição da ictiofauna vem sendo estabelecida na literatura durante os últimos anos (Jackson et al. 2001; Suárez & Petreire Jr, 2007; Ferreira et al. 2014). Entre esses componentes, a heterogeneidade do substrato, a presença de material alóctone no interior do corpo d'água e a cobertura vegetal marginal exercem importantes papéis na reprodução, proteção e alimentação, sobretudo de espécies habitantes de pequenos rios e riachos, cuja distribuição tende a ser mais restrita (Menezes, 1996; Ferreira et al. 2014). A cobertura vegetal atua ainda, na regulação do fluxo de água, controlando a taxa de precipitação que alcança a calha do rio (Jackson et al. 2001). Logo, a destruição de habitat, provocada principalmente por ações antropogênicas acaba por ser um fator preocupante do ponto de vista da manutenção da biodiversidade.

Nesse contexto, o rio Una, um dos principais afluentes do rio Paraíba do Sul no estado de São Paulo (Marengo & Alves, 2005), ainda não foi objeto de estudo em relação a sua composição de espécies de peixes, podendo ser considerado como uma área ainda virtualmente desconhecida do ponto de vista ictiológico. A bacia hidrográfica do rio Una foi classificada em quarto lugar na ordem de prioridade para receber ações de recuperação no Comitê das Bacias Hidrográficas do rio Paraíba do Sul, sendo suas águas responsáveis pelo abastecimento dos municípios de Taubaté, Tremembé e Pindamonhangaba (Targa, 2009). Seus principais problemas são os de ordem conservacionista, como o lançamento de esgoto *in natura*, falta de proteção dos mananciais e a degradação de áreas, principalmente por atividades minerárias (Batista et al. 2005a).

O estudo dos padrões de variação espacial e temporal das comunidades de peixes em sistemas lóticos é grande relevância tanto no desenvolvimento de estratégias de conservação da biodiversidade, quanto no fornecimento de subsídios para a minimização da degradação ambiental em rios e riachos (Teixeira et al. 2004; Agostinho et al. 2007).

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Analisar a riqueza, abundância e diversidade da ictiofauna do rio Una, afluente do rio Paraíba do Sul, na região do Vale do Paraíba do Sul paulista.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Caracterizar a composição de espécies.

Caracterizar a distribuição espaço-temporal das espécies.

## **3. ÁREA DE ESTUDO**

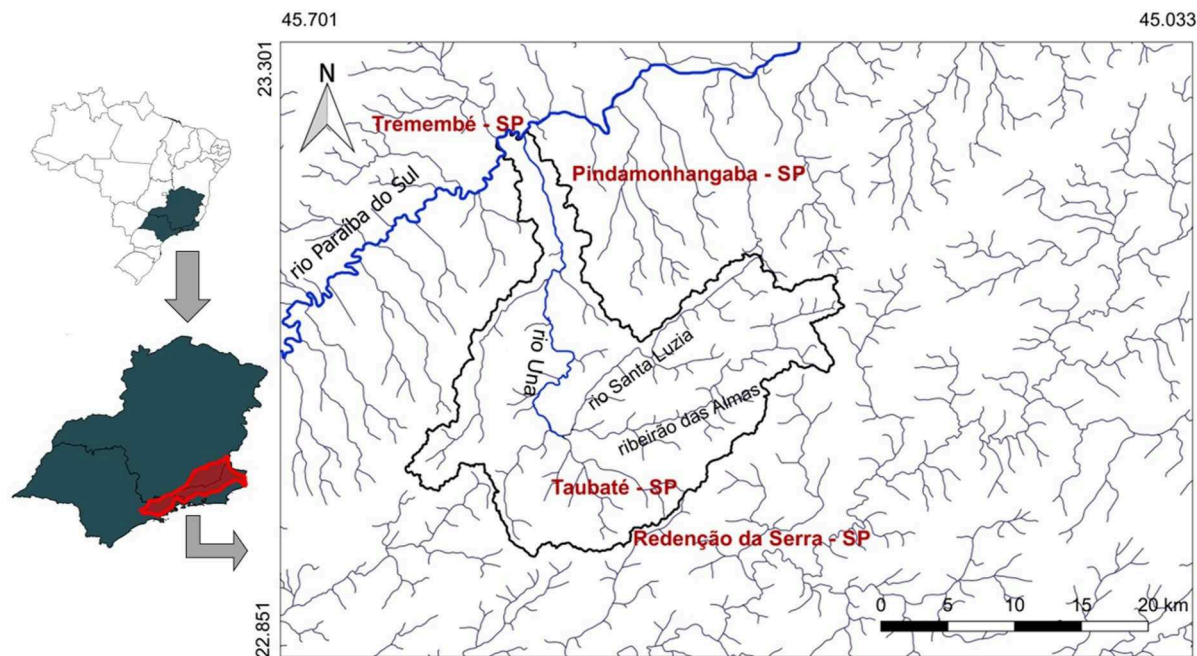
A bacia hidrográfica do rio Una é composta pelas sub-bacias do Itaim, Antas, Ipiranga, Sete Voltas, Almas e Rocinha, ocupando uma área total de 476 km<sup>2</sup> distribuídos, em sua maior parte, no município de Taubaté (84%), estando presente também nos municípios de Pindamonhangaba, Redenção da Serra e Tremembé (Batista, 2005a). O rio Una é formado pela união do rio Santa Luzia e do ribeirão das Almas, em Taubaté, município atravessado pelo rio Una no sentido de sul para o norte. Tendo seu curso adaptado pelo relevo, este rio recebe diversos afluentes ao passar por bairros rurais de Taubaté, percorrendo uma distância de aproximadamente 36 km até o seu encontro com o rio Paraíba do Sul no município de Tremembé (Prado & Abreu, 1995) (Figura 1). Se adicionada a extensão do seu formador mais longo, o rio Una passa a apresentar uma extensão total de aproximadamente 68 km (Targa, 2009).

As altitudes dentro da bacia do rio Una variam entre 500 e 900 metros, sendo ela limitada pela Serra do Quebra-Cangalha, a nordeste, e pela Serra do Jambeiro, a sudoeste. Por esse motivo, a topografia da bacia, em sua porção superior é totalmente ondulada, suavizando em direção a jusante, no curso inferior do rio Una (Prado & Abreu, 1995). Suas características topográficas, geológica e geomorfológica, assemelham-se as demais bacias da região do Vale do Paraíba do Sul paulista, com seus terrenos caracterizados por superfícies aplainadas com

interflúvios sem orientação, morros de serra restritas e topos de morro arredondados (Targa, 2009).

A vegetação natural da bacia do rio Una é típica de Mata Atlântica, embora esta esteja atualmente restrita às áreas serranas, como nas encostas da Serra da Mantiqueira ou no interior de propriedades particulares, na forma de pequenas áreas de reserva, representando áreas dispersas em meio a mares de morros cobertos pela vegetação de pasto. Existe ainda, uma pequena área de Cerrado, remanescente em meio a pastos localizados nos limites entre os municípios de Taubaté e Caçapava (Freitas Júnior & Marson, 2007).

O clima predominante na área correspondente a bacia do rio Una, assim como no restante da faixa que se estende do Alto ao Médio Vale do Paraíba paulista, é subtropical úmido, com inverno seco, de temperaturas inferiores a 18 °C e verão quente, cuja média de temperatura supera os 22 °C (Devide et al. 2014). A média de pluviosidade variou de 31.1 mm a 237.5 mm entre os anos de 1963-2012, no município de Taubaté, no qual está situada a maior parte da bacia do rio Una, sendo julho e agosto os meses mais secos e o semestre de outubro a março o período de maior volume de chuvas (DAEE, 2017).



**Figura 1.** Mapa hidrográfico da bacia do rio Paraíba do Sul com destaque para os limites da bacia do rio Una, Vale do Paraíba do Sul, São Paulo.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 ESTAÇÕES AMOSTRAIS

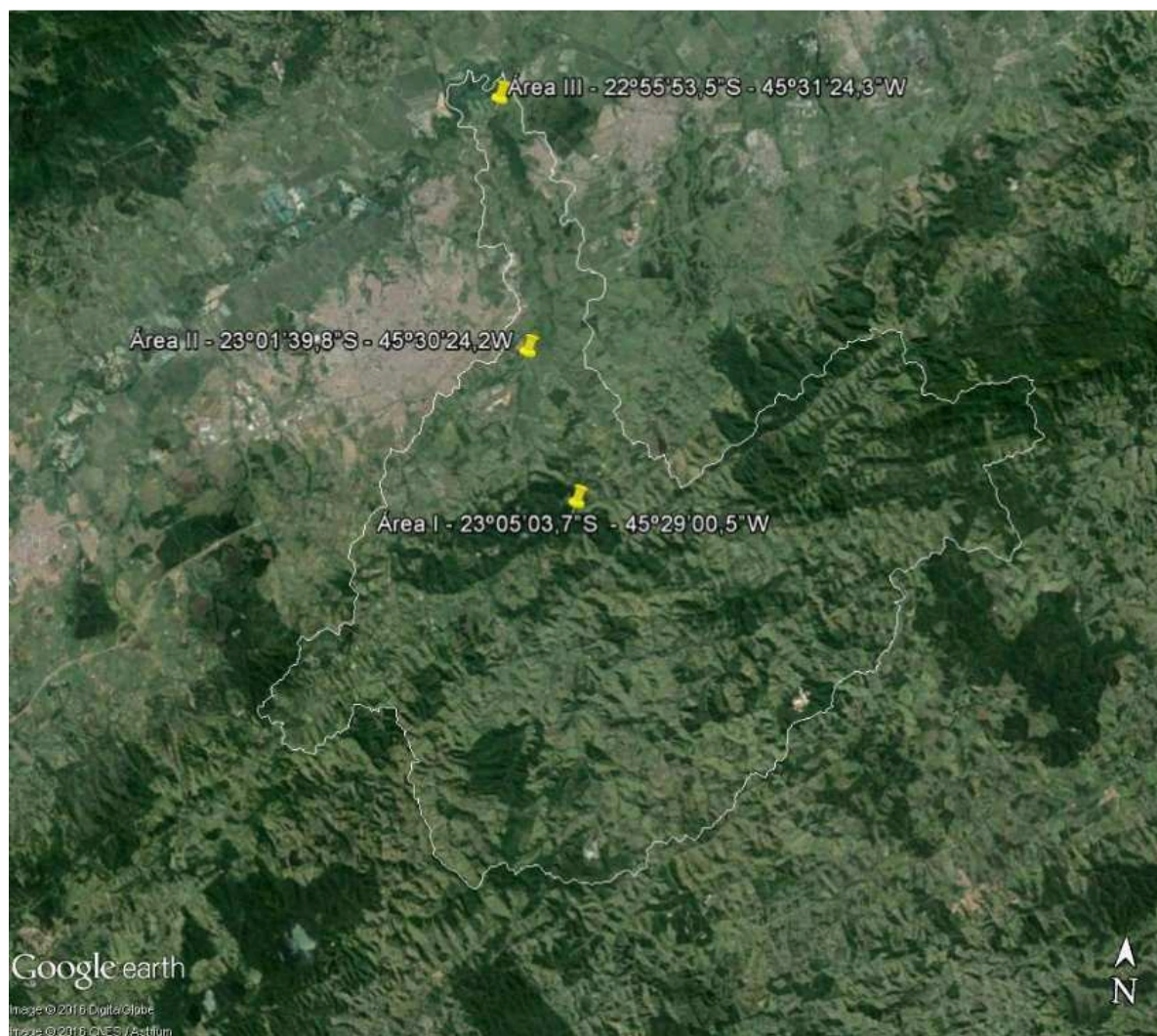
Neste trabalho foram delimitados trechos de 150 metros dentro de três áreas de amostragem, aqui denominadas de áreas I, II e III, ao longo do canal principal do rio Una (Figura 2). Os trechos foram escolhidos em função das condições ambientais do rio. Para isso, foi escolhido um trecho próximo ao ponto de formação do rio Una (área I), um trecho mais plano, situado em uma região de várzea (área II) e um trecho próximo à região de desembocadura do rio, à uma distância que minimizasse a coleta excessiva de espécies residentes do rio Paraíba do Sul (área III). A distância entre as áreas I e II é de aproximadamente sete quilômetros e de cerca de dez quilômetros, entre as áreas II e III.

O ponto médio e a altitude foram georreferenciados com GPS. Em cada coleta foram registrados os seguintes descritores físico e químicos: temperatura da água (°C) e concentração de oxigênio dissolvido (mg/l), com oxímetro digital (AZ<sup>®</sup>, modelo VZ8403AZ); pH com um medidor de pH digital (Chinesa<sup>®</sup>, modelo Ph-009).

Para fins de caracterização física e estrutural do ambiente foram tomados os seguintes descritores: 1) Profundidade média (m), tomada em quatro pontos equidistantes dentro de cada área de amostragem; 2) Velocidade de correnteza (m/s), medida por meio de método manual (cronometragem do tempo gasto por uma esfera de isopor ao percorrer uma distância de dez metros no centro do rio – adaptado de Carvalho, 2008). 3) Tipo de substrato, identificado por meio da coleta de amostras em quatro pontos dentro de cada área de amostragem. As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas da Universidade de Taubaté para análise. Foram considerados cinco tipos principais de componentes do solo: a) argila; b) areia; c) cascalho; d) xisto; e) rocha (Ferreira & Casatti, 2006); 4) Meso-habitat dominante.

Foram adotados três tipos de meso-habitats dominantes: a) corredeira: trechos de águas rápidas e turbulentas, eventualmente com a formação de espuma e substrato composto por pedras grandes e gastas. b) corredor: apresentam águas relativamente rápidas, porém, mais profundas e menos turbulentas que as corredeiras. c) poços: trechos mais profundos, de águas lentas e grande quantidade de acúmulo de sedimento no substrato (Rincón, 1999).





**Figura 2.** Mapa dos limites da bacia hidrográfica do rio Una com a marcação das áreas de amostragem ao longo do canal principal. (fonte: GOOGLE. Google Earth Pro. Versão 7.3.0.3832. Disponível em: <https://earth.google.com>).

## ÁREA I

Coordenadas  $23^{\circ} 05' 03,7''S$  -  $45^{\circ} 29' 00,5''W$ , localiza-se no bairro dos Remédios, zona rural do município de Taubaté, São Paulo. No geral, esta área apresenta alto grau de assoreamento, exibindo grandes bancos de areia, especialmente durante o período seco (Figura 3a). Área caracterizada por um baixo nível de urbanização, tendo como principais atividades econômicas a agropecuária e a extração de madeira. Por esse motivo, a vegetação local consiste de extensas pastagens e grandes plantações de *Eucalyptus* sp. A vegetação marginal é composta por árvores de médio a grande porte, além de vegetação herbácea e gramíneas, que ficam eventualmente submersas durante o período de chuvas (Figuras 3b e c).





**Figura 3.** Vista geral da área I, bairro dos Remédios, município de Taubaté, São Paulo. a) banco de areia exposto durante o período de seca. b) vegetação marginal à montante. c) vegetação marginal à jusante.

## ÁREA II

Coordenadas 23° 01' 39,8''S - 45° 30' 24,2''W, localiza-se no bairro do Itaim, município de Taubaté. Esta área está inserida no Departamento de Ciências Agrárias da Universidade de Taubaté, no ponto de encontro do rio Una com o ribeirão do Itaim, seu afluente mais profundo (Figura 4a). A vegetação local consiste basicamente de áreas de pastagem, sendo a vegetação marginal composta por árvores de pequeno a grande porte, vegetação herbácea e gramíneas em constante contato com a água (Figura 4b e c). Essa área também apresenta acentuado grau de assoreamento, com a formação de grandes bancos de areia durante o período seco.





**Figura 4.** Vista geral da área II, bairro do Itaim, município de Taubaté, São Paulo. a) ponto de encontro do rio Una com o ribeirão do Itaim. b) vegetação marginal à montante. c) vegetação marginal à jusante.

### ÁREA III

Coordenadas 22° 55' 53,5"S - 45° 31' 24,3"W, está localizada no bairro do Padre Eterno, município de Tremembé, São Paulo, a uma distância de menos de 600 metros do ponto de desembocadura do rio Una no rio Paraíba do Sul. Sendo a mais urbanizada entre as três áreas de amostragem, sua vegetação local formada, no geral por árvores de grande porte, divide espaço com um considerável número de residências. Nessa área, o rio Una apresenta uma queda d'água de 1.60 metros (Figura 5a). A vegetação marginal é composta por árvores de médio a



grande porte, além de gramíneas que tendem a ficar submersas durante os períodos de cheia (Figura 5b e c). Embora também tenha se observado bancos de areia expostos durante o período seco, o grau de assoreamento dessa área é o menor quando comparado com as demais áreas.



**Figura 5.** Vista geral da área III, bairro do Padre Eterno, município de Tremembé, São Paulo. a) queda d' água. b) vegetação marginal à montante, além do substrato de fundo composto por xisto. c) vegetação marginal à jusante.

## 4.2 COLETA DE PEIXES

As coletas realizadas mensalmente entre os meses de abril de 2016 e março de 2017 foram executadas por três pessoas dentro de um trecho de 150 metros em cada uma das áreas de amostragem. Cada coleta teve duração de quatro horas, sempre com início a partir das 14 horas, desprezando o horário de verão.

Para captura dos peixes se adotou esforço padronizado em todas as áreas. Foram utilizados três covos confeccionados em garrafas pet, armados por um período de quatro horas; Dez varas de pesca em regime de espera (Figura 6a-f). Foram realizados cinquenta lances de tarrafa ao longo de cada trecho de amostragem, com o auxílio de duas tarrafas: Uma tarrafa com malha de 5 milímetros entre nós (Figura 7a-b); outra tarrafa com malha de 30 milímetros entre nós (Figura 7c-d), ambas apresentando as mesmas dimensões, 2 metros de diâmetro.

Raspagem junto a vegetação marginal com auxílio de uma rede do tipo tela de arrasto manual confeccionada em nylon, 4 m x 1,20 m (Figura 8a), e também com puçá de 60 cm de diâmetro e panagem de 3 mm entre nós (Figura 8b).

Os peixes coletados foram imediatamente fixados em formalina 10% ainda em campo e em laboratório, transferidos após 72 horas para solução de etanol 70%. Foram tomadas as medidas de comprimento padrão de cada espécime por meio de paquímetro digital, com precisão de 0,01 milímetro. Foi considerado comprimento padrão, a distância entre a ponta do focinho e a inserção da nadadeira caudal no pedúnculo caudal do espécime (Araújo et al. 2004).

Os exemplares foram identificados por meio da utilização de chaves taxonômicas e tiveram sua identificação confirmada por especialista (Prof. Dr. Francisco Langeani Neto – Universidade Estadual Paulista – UNESP, Departamento de Zoologia e Botânica IBILCE/UNESP, Campus São José do Rio Preto).

Todos os indivíduos amostrados encontram-se depositados na Coleção Científica do Laboratório de Zoologia da Universidade de Taubaté – CCLZU/Unitau.



**Figura 6.** Disposição dos conjuntos de varas armadas em pontos de remanso ao longo das áreas de amostragem. a-b) área I. b-c) área II. e-f) área III.





**Figura 7.** Tarrafas utilizadas para captura dos exemplares de peixes. a-b) tarrafa com malha de 5 milímetros entre nós. c-d) tarrafa com malha de 30 milímetros entre nós.



**Figura 8.** a) rede do tipo tela de arrasto manual. b) passagem de puçá entre pedras.

### 4.3 ANÁLISE DE DADOS

A diversidade específica foi calculada por meio dos índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), que atribui maior peso as espécies raras, e de Simpson ( $D$ ), que reflete o grau de dominância na comunidade, atribuindo maior peso às espécies comuns. A equabilidade foi calculada por meio do índice de Pielou ( $J$ ), que indica se as diferentes espécies registradas nas amostras apresentam abundância semelhantes ou divergentes. As comparações dos índices de diversidade de Shannon-Wiener entre as áreas de amostragem e também, entre os períodos seco e chuvoso foram realizadas aos pares por meio do test t proposto por Hutchenson (1970).

Com o objetivo de analisar a estrutura qualitativa da ictiofauna nas três áreas de amostragem, foi construído um dendrograma de similaridade baseado no índice de Jaccard ( $S_J$ ), utilizando-se do método de agrupamento pela associação média (UPGMA), no programa estatístico Past. A constância de ocorrência das diferentes espécies foi determinada com base nas coletas mensais em que cada espécie ocorreu. A eficiência da amostragem foi avaliada por meio da construção da curva do coletor, no programa estatístico EstimateS 9. Todos esses índices encontram-se descritos em Magurran (2011).

O índice de diversidade de Shannon-Wiener é calculado por meio da fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^c (p_i \cdot \ln p_i)$$

Onde:  $H'$  = índice de diversidade de Shannon-Wiener;  $S$  = número total de espécies amostradas;  $n_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$ ;  $p_i$  = proporção da espécie  $i$  na amostra.

O índice de dominância de Simpson é calculado por meio da fórmula:

$$D = \sum_{i=1}^c \left[ \frac{n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)} \right]$$

Onde:  $D$  = índice de dominância de Simpson;  $s$  = número de espécies;  $n_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$ ;  $N$  = número total de indivíduos.

O índice de equabilidade de Pielou é calculado por meio da fórmula:

$$J = \frac{H'}{H'_{\max}} = \frac{H'}{\ln S}$$

Onde:  $J$  = índice de Pielou;  $H'$  = índice de Shannon-Wiener;  $H'_{\max}$  = diversidade máxima;  $S$  = número total de espécies amostradas.

O test t proposto por Hutchenson (1970) é calculado pela formula:

$$t = \frac{H_a - H_b}{\sqrt{S^2 H_a + S^2 H_b}}$$

Onde: t = test t de Hutchenson (1970);  $H_a$  = índice de Shannon-Wiener da comunidade A;  $H_b$  = índice de Shannon-Wiener da comunidade B;  $S^2 H_a$  = variância do índice de Shannon-Wiener da comunidade A;  $S^2 H_b$  = variância do índice de Shannon-Wiener da comunidade B.

O índice da Jaccard ( $S_j$ ) é calculado por meio da fórmula:

$$S_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Onde:  $S_j$  = Índice de Jaccard; c = número de espécies encontradas tanto em A quanto em B; a = número de espécies exclusivas de A; b = número de espécies exclusivas de B.

A constância de ocorrência das espécies foi calculada por meio da fórmula:

$$C = \frac{\sum P_i \cdot 100}{P}$$

Onde: C = constância;  $P_i$  = número de coletas que a espécie i apareceu; P = número total de coletas. Com base nesse cálculo, as espécies foram classificadas em: acidentais ( $R < 25\%$ ), acessórias ( $A \leq 50\%$ ) ou constantes ( $C > 50\%$ ).

A Análise de Redundância Parcial (pRDA) foi utilizada para quantificar os efeitos dos parâmetros ambientais avaliados na composição da comunidade. Para isso, as medidas qualitativas dos tipos de substrato foram transformadas em índices quantitativos, calculados por meio da média ponderada, segundo a fórmula descrita em Gonçalves & Braga (2012):

$$X = \frac{\sum (f_i \cdot s_i)}{\sum f_i}$$

Onde:  $f_i$  = frequência numérica;  $x_i$  = peso dado ao substrato (argila = 1; areia = 2; cascalho = 3; xisto = 4; rocha = 5).

A transformação de Hellinger foi utilizada na matriz de espécies para adequá-la à aplicação de métodos lineares, como a pRDA (Peres-Neto et al. 2006). Para remover as influências de valores extremos, a velocidade de correnteza, profundidade, temperatura e taxa de oxigênio dissolvido foram log-transformados (Borcard et al. 2011).



## 5. RESULTADOS

### 5.1 DESCRITORES AMBIENTAIS

Cada uma das três áreas de amostragem apresentou características fisiográficas próprias em relação aos descritores físico e químicos avaliados neste trabalho. A área III foi a mais heterogênea em relação aos tipos de meso-habitat e substrato de fundo dominante ao longo do trecho delimitado para as coletas. A área I mostrou-se um trecho de águas mais rápidas, de substrato predominantemente rígido e com grande quantidade de material de origem alóctone no interior do rio (troncos de madeira), além de ter apresentado maior flutuação de suas condições ambientais. Por sua vez, a área II, situada em um trecho mais plano, apresentou maior profundidade e correnteza mais fraca, pouco material alóctone no interior da calha do rio e condições ambientais mais estáveis (Tabela 1).

**Tabela 1.** Coordenadas e descritores fisiográficos das três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo.

Descritores	área I	área II	área III
Coordenadas	23° 05' 03,7''S 45° 29' 00,5''W	23° 01' 39,8''S 45° 30' 24,2''W	22° 55' 53,5''S 45° 31' 24,3''W
Meso-habitat dominante	corredeira e corredor	poço e corredor	corredeira, corredor e poço
Substrato de fundo dominante	argila, areia, cascalho e pedras	areia e argila	argila, areia, cascalho, xisto e rocha
Vegetação marginal	gramínea, mata	gramínea, mata e pastagem	gramínea e mata
Troncos e galhos no interior do rio	presente	presente	ausente

A profundidade média e a velocidade de correnteza foram inversamente proporcionais. A área II apresentou a maior profundidade e a menor velocidade de correnteza. Na área III, foi registrado o inverso, sendo este o trecho mais raso e de águas mais rápidas. Os menores valores de pH e de oxigênio dissolvido foram registrados na área II. Os maiores valores para estes dois parâmetros foram registrados na área I. A temperatura da água foi bastante semelhante nas três áreas de amostragem (Tabela 2).

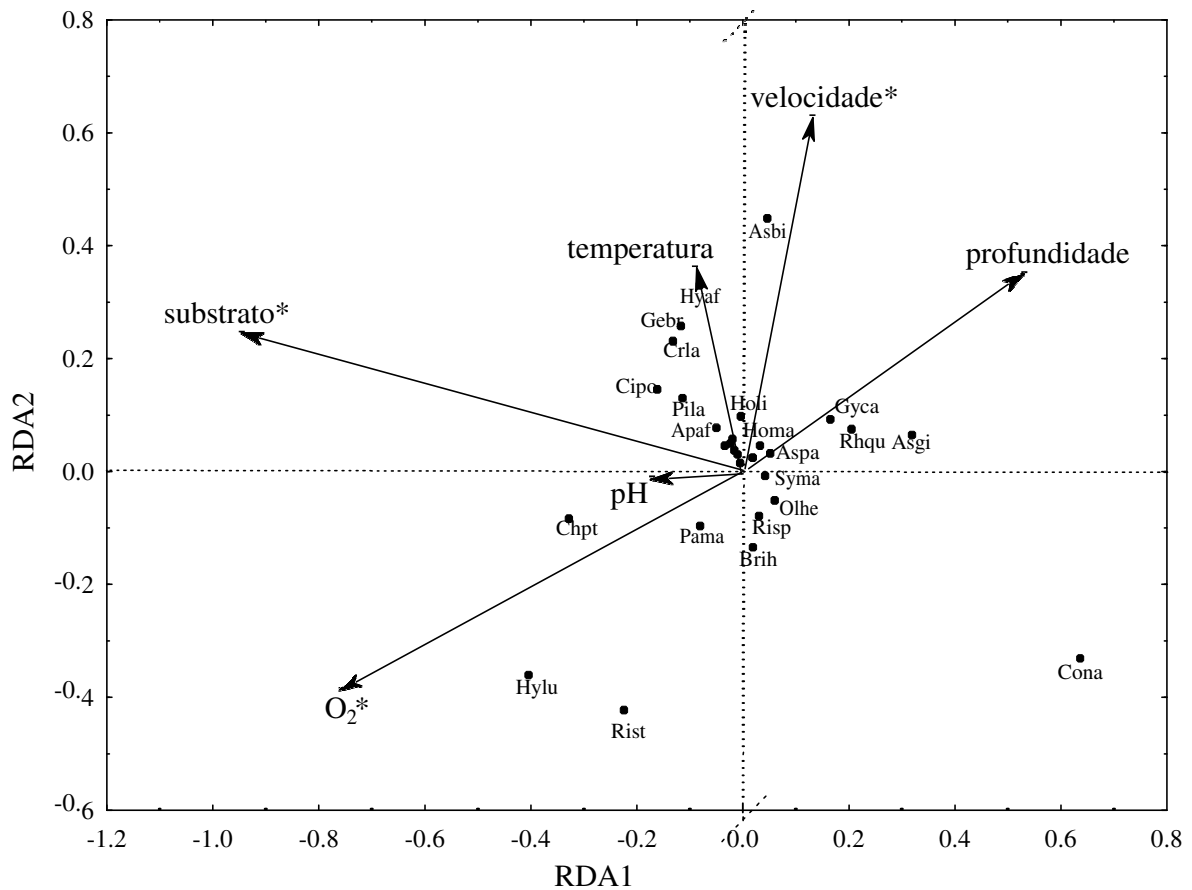
As taxas de oxigênio dissolvido sofreram diminuição no período chuvoso em relação ao período seco em todas as áreas de amostragem. Essas diferenças foram consideradas significativas para as três localidades ( $p < 0,05$ ). Os valores de pH também foram menores no período chuvoso em comparação ao período seco. As diferenças entre esses valores foram consideradas significativas para a área II ( $p = 0,02$ ) e não significativas para as áreas I ( $p = 0,24$ ) e III ( $p = 0,15$ ).

**Tabela 2.** Média, desvio padrão (DP) e amplitude dos valores de profundidade média (m), oxigênio dissolvido (mg/l), pH, temperatura da água (°C), velocidade de correnteza (m/s).

Descritores	área I	área II	área III
Profundidade (m)	0,75± DP 0,22 (0,5 - 1,0)	0,9± DP 0,25 (0,6 - 1,3)	0,6± DP 0,26 (0,4 - 1,0)
Oxigênio dissolvido (mg/l)	8,1± DP 0,65 (7,0 - 8,9)	5,3± DP 1,30 (3,4 - 6,7)	7,6± DP 0,93 (5,4 - 8,8)
pH	7,4± DP 0,20 (7,1 - 7,8)	7,3± DP 0,40 (6,2 - 7,8)	7,4± DP 0,31 (6,7 - 7,9)
Temperatura da água (°C)	22,4± DP 4,52 (15,1 - 29,3)	25,6± DP 5,23 (10,5 - 28,2)	25,1± DP 3,80 (17,2 - 27,4)
Velocidade da correnteza (m/s)	0,9± DP 0,48 (0,5 - 1,4)	0,7± DP 0,06 (0,6 - 0,8)	1,1± DP 0,43 (0,7 - 1,5)

Os parâmetros ambientais explicaram 31,8% da variação total na da composição da comunidade, sendo sua influência considerada estatisticamente significativa ( $p = 0,001$ ). Considerando os efeitos dos parâmetros físico e químicos, a composição de espécies do rio Una foi significativamente correlacionada com a composição do substrato de fundo ( $p = 0,005$ ), com a velocidade de correnteza ( $p = 0,045$ ) e com a taxa de oxigênio dissolvido na água ( $p = 0,035$ ). Não houve correlação significativa entre a profundidade ( $p = 0,6$ ), pH ( $p = 0,9$ ) e temperatura da água ( $p = 0,8$ ) e a composição da comunidade.

A abundância de *Corydoras nattereri* foi correlacionada com áreas de substratos compostos por partículas menores (argila e areia), *Hypostomus cf. luetkeni*, *Characidium pterostictum* e *Parotocinclus maculicauda* com áreas mais rasas e oxigenadas, *Astyanax giton*, *Gymnotus carapo* e *Rhamdia quelen* com áreas mais profundas e menos oxigenadas, *Astyanax bimaculatus* com áreas de maior velocidade. A abundância de *H. affinis*, *Crenicichla lacustris* e *Geophagus brasiliensis* foi correlacionada com a temperatura (Figura 9).



**Figura 9.** Resultados da Análise de Redundância Parcial (pRDA) mostrando os padrões de correlação entre a abundância de espécies (pontos negros) e os preditores ambientais (indicados por setas). Os asteriscos indicam as variáveis ambientais estatisticamente correlacionadas com a composição da comunidade ( $p < 0,05$ ). *Apareiodon affinis* (Apaf), *Characidium pterostictum* (Chpt), *Astyanax bimaculatus* (Asbi), *A. giton* (Asgi), *A. parahybae* (Aspa), *Bryconamericus iheringii* (Brih), *Oligosarcus hepsetus* (Olhe), *Hoplias malabaricus* (Homa), *Corydoras nattereri* (Cona), *Hoplosternum littorale* (Holi), *Hypostomus affinis* (Hyaf), *H. cf. luetkeni* (Hylu), *Rineloricaria cf. steindachneri* (Rist), *Rineloricaria sp.* (Risp), *Parotocinclus maculicauda* (Pama), *Pimelodella lateristriga* (Pila), *Rhamdia quelen* (Rhqu), *Gymnotus carapo* (Gyca), *Synbranchus marmoratus* (Syma), *Crenicichla lacustris* (Crla), *Cichlasoma portalegrense* (Cipo), *Geophagus brasiliensis* (Gebr).

## 5. 2 ICTIOFAUNA

Foram coletados 1.534 exemplares de peixes, distribuídos em cinco ordens, 14 famílias, 26 gêneros e trinta espécies (Tabela 3). Das trinta espécies registradas, 43,3% pertencem a ordem Siluriformes, 36,6% a Characiformes, 13,3% a Perciformes, 3,4% a Gymnotiformes e 3,4% a Synbranchiformes. As imagens dos exemplares representantes de cada espécie encontram-se nas Figuras 21-50 (páginas 72-81).

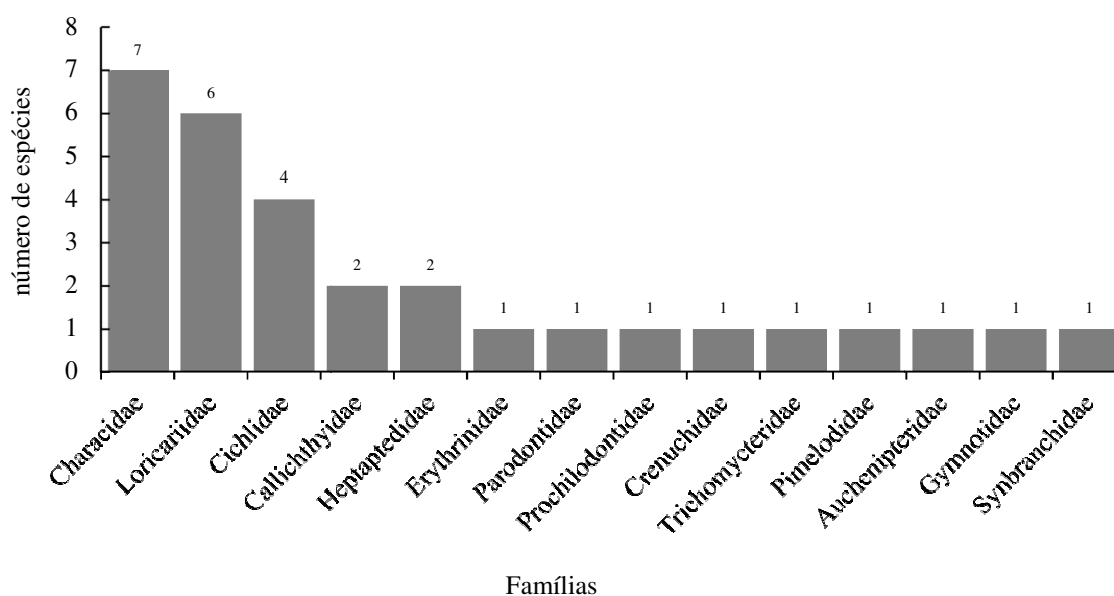
**Tabela 3.** Lista taxonômica das espécies coletadas nas três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo no período de abril de 2016 a março de 2017. Número exemplares (N), espécie de origem alóctone (\*), espécie exótica (\*\*).

<b>Espécies</b>	<b>Nome comum</b>
Ordem Characiformes	
Família Parodontidae	
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)*	canivete
Família Prochilodontidae	
<i>Prochilodus</i> sp.	curimba
Família Crenuchidae	
<i>Characidium pterostictum</i> Gomes, 1947*	mocinha
Família Characidae	
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	lambari do-rabo-amarelo
<i>Astyanax giton</i> Eigenmann, 1908	lambari
<i>Astyanax parahybae</i> Eigenmann, 1908	lambari do-rabo-vermelho
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)*	lambarizinho
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)*	mato - grosso
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1817)	cachorra
<i>Metynnis</i> sp.*	pacu-disco
Família Erythrinidae	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1974)	traíra
Ordem Siluriformes	
Família Trichomycteridae	
<i>Trichomycterus albinotatus</i> Costa, 1992	cambeva
Família Callichthyidae	
<i>Corydoras nattereri</i> Steindachner, 1877	coridora
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	vira-morro
Família Loricariidae	
<i>Ancistrus multispinis</i> (Regan, 1912)*	barbadinho
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)	casculo
<i>Hypostomus</i> cf. <i>luetkeni</i> (Steindachner, 1876)	casculo
<i>Parotocinclus maculicauda</i> (Steindachner, 1877)	limpa-vidro de cauda vermelha
<i>Rineloricaria</i> cf. <i>steindachneri</i> (Regan, 1904)	casculo-chinelo
<i>Rineloricaria</i> sp.	casculo-chinelo
Família Heptapteridae	
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Müller & Troschel, 1849)	mandi-chorão
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	bagre
Família Pimelodidae	
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803	mandi-amarelo
Família Auchenipteridae	
<i>Glanidium melanopteron</i> Miranda-Ribeiro, 1918	bagre
Ordem Gymnotiformes	
Família Gymnotidae	
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	tuvira
Ordem Synbranchiformes	
Família Synbranchidae	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	peixe-cobra
Ordem Perciformes	
Família Cichlidae	
<i>Cichlasoma portalegrense</i> (Hensel, 1870)*	acará-verde
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	jacundá
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	acará
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)**	tilápia

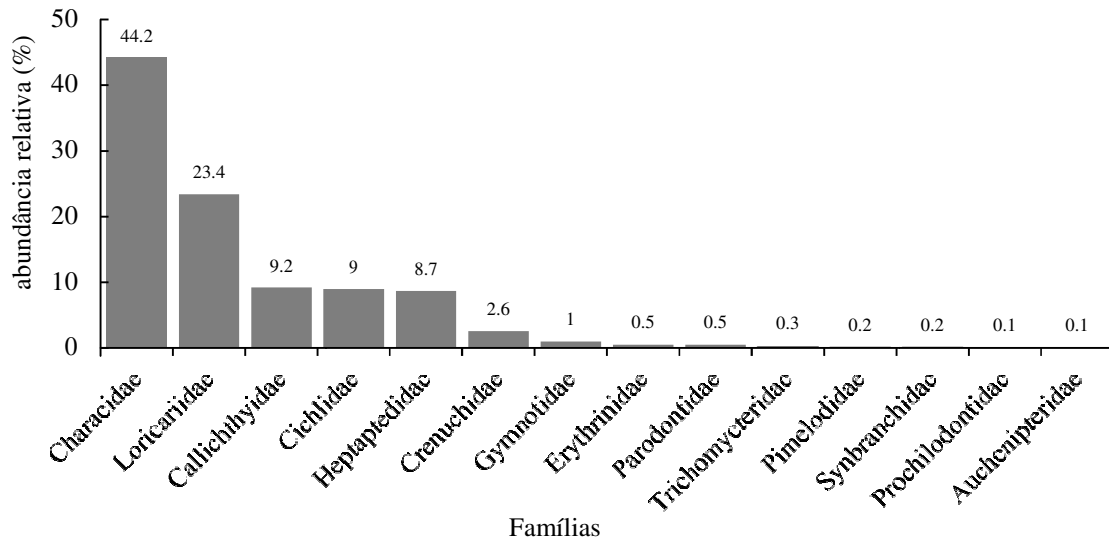
As famílias que apresentaram maior riqueza foram: Characidae (23,4%, n = 7), Loricariidae (20%, n = 6), Cichlidae (13,4%, n = 4), Callichthyidae (6,6%, n = 2) e Heptapteridae (6,6%, n = 2). (Figura 10). Quanto a abundância, as principais famílias foram: Characidae (44,2%, n = 678), Loricariidae (23,4%, n = 360), Callichthyidae (9,2%, n = 141) e Cichlidae (9%, n = 138) (Figura 11).

As espécies com maior contribuição em relação ao número de exemplares coletados foram: *Astyanax bimaculatus* (37,4%, n = 574), *Hypostomus cf. luetkeni* (12,6%, n = 193), *Corydoras nattereri* (8,6%, n = 132) e *Pimelodella lateristriga* (8,1%, n = 124) (Figura 12).

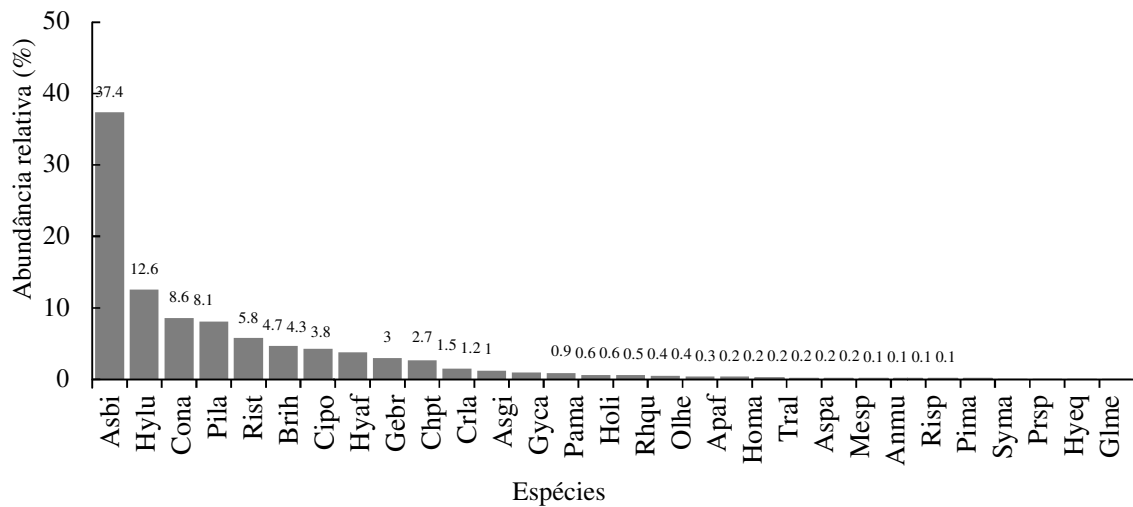
Das trinta espécies aqui registradas, sete são de origem alóctone: *Apareiodon affinis*, *Bryconamericus iheringii*, *Characidium pterostictum*, *Hyphessobrycon eques*, *Ancistrus multispinis*, *Metynnix* sp. e *Cichlasoma portalegrense*; e uma espécie exótica: *Oreochromis niloticus*. Além disso, *Apareiodon affinis*, *Characidium pterostictum*, *Bryconamericus iheringii*, *Ancistrus multispinis* e *Cichlasoma portalegrense* representam um conjunto de novos registros de ocorrência para a bacia do rio Paraíba do Sul.



**Figura 10.** Contribuição das famílias em relação a riqueza de espécies coletadas nas três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo no período de abril de 2016 a março de 2017.



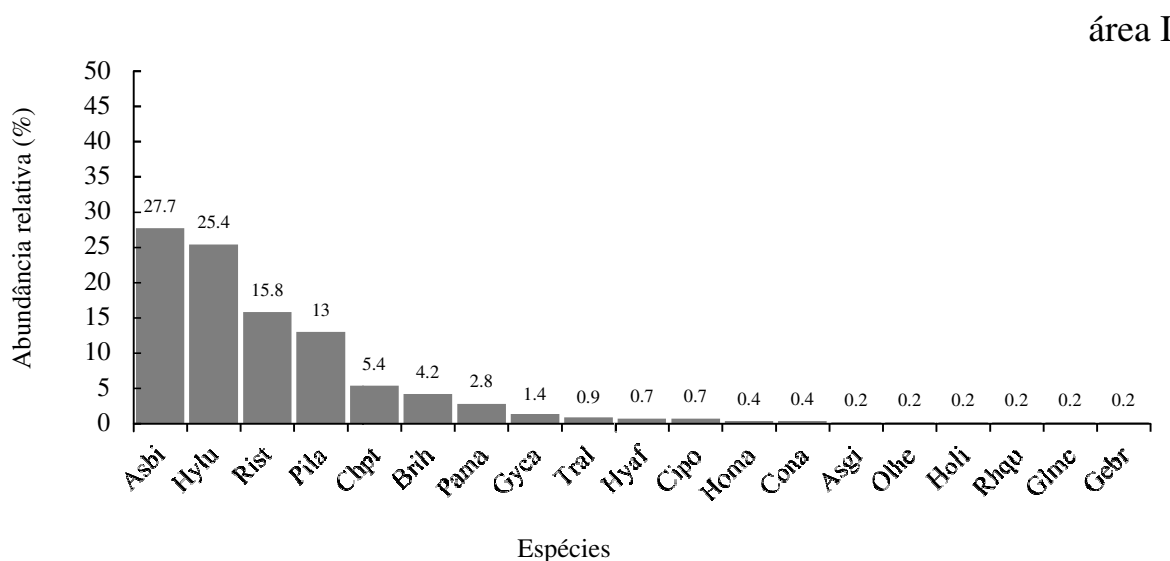
**Figura 11.** Contribuição das famílias em relação a abundância de indivíduos coletados nas três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo no período de abril de 2016 a março de 2017.



**Figura 12.** Contribuição das espécies para a abundância de indivíduos coletados nas três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo, no período de abril de 2016 a março de 2017. *Astyanax bimaculatus* (Asbi), *H. cf. luetkeni* (Hylu), *C. nattereri* (Cona), *P. lateristriga* (Pila), *R. cf. steindachneri* (Rist), *B. iheringii* (Brih), *C. portalegrense* (Cipo), *H. affinis* (Hyaf), *G. brasiliensis* (Gebr), *C. pterostictum* (Chpt), *C. lacustris* (Crla), *A. giton* (Asgi), *G. carapo* (Gyca), *P. maculicauda* (Pama), *H. littorale* (Holi), *R. quelen* (Rhqu), *O. hepsetus* (Olhe), *A. affinis* (Apaf), *H. malabaricus* (Homa), *T. albinotatus* (Tral), *A. parahybae* (Aspa), *Metynniss* sp. (Mesp), *A. multispinis* (Anmu), *Rineloricaria* sp. (Risp), *P. maculatus* (Pima), *S. marmoratus* (Syma), *Prochilodus* sp. (Prsp), *H. eques* (Hyeq), *G. melanopterum* (Glme), *O. niloticus* (Orni).

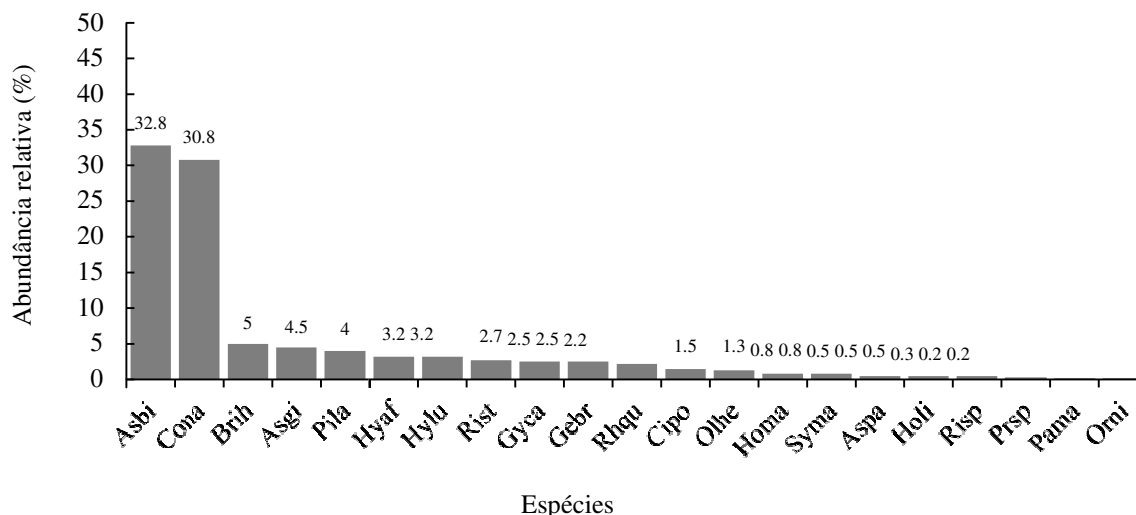
A maior riqueza de espécies foi registrada na área II (21 espécies), seguida da área III (20 espécies) e da área I (19 espécies). A maior abundância de exemplares coletados foi registrada na área III (n = 700), seguida das áreas I (n = 425) e II (n = 405).

As espécies mais abundantes nas três áreas de amostragem foram: *Astyanax bimaculatus* (27.7%, n = 117) e *Hypostomus cf. luetkeni* (25.4%, n = 109) na área I, *A. bimaculatus* (32.8%, n = 136) e *Corydoras nattereri* (30.8%, n = 123) na área II e *A. bimaculatus* (45.9%, n = 321) e *H. cf. luetkeni* (10.1%, n = 71) na área III. As espécies menos abundantes em cada área de amostragem foram: *Astyanax giton*, *Oligosarcus hepsetus*, *Hoplosternum littorale*, *Rhamdia quelen*, *Glanidium melanopterum* e *Geophagus brasiliensis* (0,2%, n = 1) na área I, *Parotocinclus maculicauda* e *Oreochromis niloticus* (0,3%, n = 1) na área II e *Hyphessobrycon eques* e *P. maculicauda* (0,1%, n = 1) na área III (Figuras 13, 14 e 15).



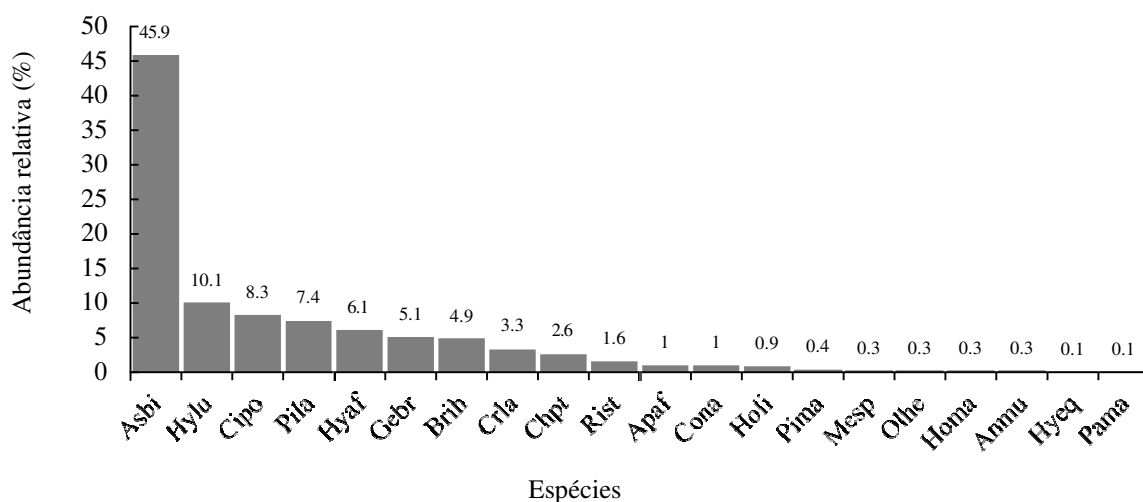
**Figura 13.** Contribuição das espécies para abundância de indivíduos coletados na área I, entre os meses de abril de 2016 e março de 2017. *Astyanax bimaculatus* (Asbi), *H. cf. luetkeni* (Hylu), *R. cf. steindachneri* (Rist), *P. lateristriga* (Pila), *C. pterostictum* (Chpt), *B. iheringii* (Brih), *P. maculicauda* (Pama), *G. carapo* (Gyca), *T. albinotatus* (Tral), *H. affinis* (Hyaf), *C. portalegrense* (Cipo), *H. malabaricus* (Homa), *C. nattereri* (Cona), *A. giton* (Asgi), *O. hepsetus* (Olhe), *H. littorale* (Holi), *R. quelen* (Rhqu), *G. melanopterum* (Glme) e *G. brasiliensis* (Gebr).

## área II



**Figura 14.** Contribuição das espécies para abundância de indivíduos coletados na área II, entre os meses de abril de 2016 e março de 2017. *Astyanax bimaculatus* (Asbi), *C. nattereri* (Cona), *B. iheringii* (Brih), *A. giton* (Asgi), *P. lateristriga* (Pila), *H. affinis* (Hyaf), *H. cf. luetkeni* (Hylu), *R. cf. steindachneri* (Rist), *G. carapo* (Gyca), *G. brasiliensis* (Gebr), *R. quelen* (Rhqu), *C. portalegrense* (Cipo), *O. hepsetus* (Olhe), *H. malabaricus* (Homa), *S. marmoratus* (Syma), *A. parahybae* (Aspa), *H. littorale* (Holi), *Rineloricaria* sp. (Risp), *Prochilodus* sp. (Prsp), *P. maculicauda* (Pama) e *O. niloticus* (Orni).

## área III



**Figura 15.** Contribuição das espécies para abundância de indivíduos coletados na área III, entre os meses de abril de 2016 e março de 2017. *Astyanax bimaculatus* (Asbi), *H. cf. luetkeni* (Hylu), *C. portalegrense* (Cipo), *P. lateristriga* (Pila), *H. affinis* (Hyaf), *G. brasiliensis* (Gebr), *B. iheringii* (Brih), *C. lacustris* (Crla), *C. pterostictum* (Chpt), *R. cf. steindachneri* (Rist), *A. affinis* (Apaf), *C. nattereri* (Cona), *H. littorale* (Holi), *P. maculatus* (Pima), *Metynnis* sp. (Mesp), *O. hepsetus* (Olhe), *H. malabaricus* (Homa), *A. multispinis* (Anmu), *H. eques* (Hyeq) e *P. maculicauda* (Pama).

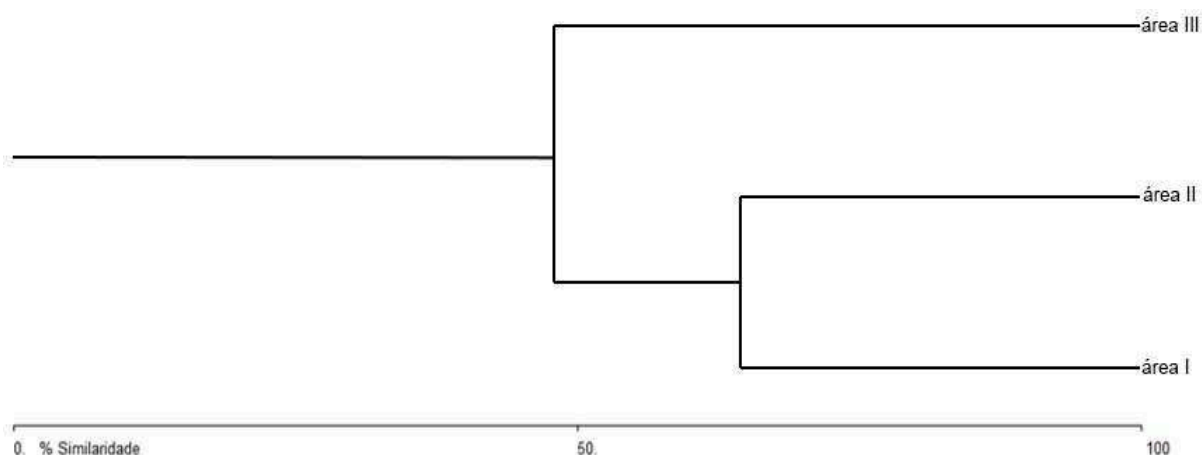


Algumas espécies tiveram sua distribuição restrita a uma única área de amostragem, sendo duas na área I (*Trichomycterus albinotatus* e *Glanidium melanopterum*), cinco na área II (*Prochilodus* sp. *Astyanax parahybae*, *Rineloricaria* sp. *Synbranchus marmoratus* e *Oreochromis niloticus*) e seis na área III (*Apareiodon affinis*, *Hyphessobrycon eques*, *Metynniss* sp., *Ancistrus multispinis*, *Pimelodus maculatus* e *Crenicichla lacustris*).

Treze espécies foram comuns às três áreas: *A. bimaculatus*, *Bryconamericus iheringii*, *O. hepsetus*, *Hoplias malabaricus*, *C. nattereri*, *H. littorale*, *Hypostomus affinis*, *H. cf. luetkeni*, *P. maculicauda*, *Rineloricaria cf. steindachneri*, *P. lateristriga*, *Cichlasoma portalegrense* e *G. brasiliensis*.

Ainda em relação à distribuição das espécies, as três integrantes do gênero *Astyanax* tiveram ocorrência registrada na área II, com *A. bimaculatus* apresentando abundância cerca de sete vezes maior que a somatória das congêneras, *A. giton* e *A. parahybae*. As duas espécies do gênero *Hypostomus* puderam ser capturadas nas três áreas de amostragem, nas quais *H. cf. luetkeni* foi consideravelmente mais abundante que *H. affinis*, exceção feita a área II, onde ambas tiveram o mesmo número de exemplares capturados, cada uma delas representando menos de 4% da abundância total.

A estrutura qualitativa da ictiofauna observada nas três áreas de amostragem revela uma maior semelhança entre o agrupamento formado pelos conjuntos de espécies das áreas I e II em relação ao conjunto de espécies da área III. Na figura 16 é apresentado um dendrograma de similaridade baseado na ocorrência de espécies nas três áreas de amostragem.



**Figura 16.** Dendrograma de similaridade para as três áreas de amostragem. Agrupamento obtido por meio do coeficiente de similaridade Jaccard. Método de agrupamento por associação média (UPGMA).

Os maiores índices de diversidade e de equabilidade foram registrados na área II, os menores valores para estes índices foram obtidos nas áreas I (diversidade) e III (equabilidade). O maior índice de dominância foi registrado na área III e o menor na área I (Tabela 4). No teste comparativo entre os valores dos índices de diversidade obtidos nas três áreas de amostragem não foram constatadas diferenças significativas (Tabela 5).

**Tabela 4.** Riqueza absoluta (S), abundância (N), índices de diversidade: Shannon-Wiener (H'), Simpson (D) e equabilidade (J) para as três áreas amostradas no rio Una.

Índice	S	N	H'	D	J
área I	19	429	1.958	0.187	0.664
área II	21	405	2.042	0.216	0.67
área III	20	700	1.974	0.244	0.658

**Tabela 5.** Teste comparativo entre os índices de diversidade (H') obtidos em cada uma das três áreas de amostragem (valores de H': área I = 1.958; área II = 2.042; área III = 1.974).

Comparativo	t	p	df
área I - área II	-0.99	0.31	772.35
área I - área III	-0.34	0.73	1047.6
área II - área III	0.71	0.47	834.23

Nas três localidades de coleta predominaram espécies de pequeno porte, com indivíduos medindo menos de 150 milímetros de comprimento padrão (Tabela 6). Na área I, essas espécies representaram 74% do total registrado, na área II, elas somaram 48%, e na área III, corresponderam a 75% da riqueza total. Em todas as áreas de amostragem os táxons mais abundantes foram aqueles compostos por indivíduos pequenos. *Hypostomus affinis*, *G. carapo* e *S. marmoratus* apresentaram os maiores exemplares capturados neste trabalho.

**Tabela 6.** Abundância (N) e amplitude do comprimento padrão (CP mm) dos indivíduos coletados no rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo entre os meses de abril de 2016 e março de 2017.

Espécie	Área I		Área II		Área III	
	N	CP	N	CP	N	CP
<i>Apareiodon affinis</i>	-	-	-	-	7	37.2 - 60.8
<i>Prochilodus</i> sp.	-	-	1	250	-	-
<i>Characidium pterostictum</i>	23	34.3 - 66.6	-	-	18	37.9 - 57.1
<i>Astyanax bimaculatus</i>	117	36.5 - 85.2	136	28 - 113.5	321	38.1 - 114.1
<i>Astyanax giton</i>	1	72.2	18	73.6 - 101.4	-	-
<i>Astyanax parahybae</i>	-	-	2	82.6 - 80.8	-	-
<i>Bryconamericus iheringii</i>	18	29.9 - 44.8	20	29.9 - 50.1	34	38.1 - 55.6
<i>Hyphessobrycon eques</i>	-	-	-	-	1	28
<i>Metynnis</i> sp.	-	-	-	-	2	84.9 - 115
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	1	104.1	5	63.8 - 120	2	63.7 - 95.9
<i>Hoplias malabaricus</i>	2	175.3 - 200.8	3	158.5 - 244.1	2	91.1 - 126
<i>Trichomycterus albinotatus</i>	4	112.7 - 141.3	-	-	-	-
<i>Corydoras nattereri</i>	2	43.3 - 48.2	123	26 - 50	7	32.4 - 51.5
<i>Hoplosternum littorale</i>	1	97.5	2	141.9 - 180	6	135.6 - 172.9
<i>Ancistrus multispinis</i>	-	-	-	-	2	73.2 - 75.2
<i>Hypostomus affinis</i>	3	106.7 - 194.9	13	119 - 179.3	43	29.9 - 300
<i>Hypostomus</i> cf. <i>luetkeni</i>	109	34.6 - 87	13	40 - 92	71	38.5 - 122.3
<i>Parotocinclus maculicauda</i>	12	31.5 - 39	1	39	1	28
<i>Rineloricaria</i> cf. <i>steindachneri</i>	68	49.1 - 141	11	106.6 - 165.3	11	73 - 161.6
<i>Rineloricaria</i> sp.	-	-	2	135.2 - 149.5	-	-
<i>Pimelodella lateristriga</i>	56	38.8 - 146.8	16	69 - 158.1	52	45.6 - 147.6
<i>Rhamdia quelen</i>	1	155.3	9	141.9 - 223.1	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	-	-	-	-	3	122 - 210
<i>Glanidium melanopterum</i>	1	180.4	-	-	-	-
<i>Gymnotus carapo</i>	6	243.2 - 283.1	10	195.4 - 350.5	-	-
<i>Synbranchus marmoratus</i>	-	-	3	480 - 635	-	-
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	3	60.7	6	72.3 - 79.8	58	54 - 102.9
<i>Crenicichla lacustris</i>	-	-	-	-	23	57.5 - 129.2
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1	70.3 - 73.5	10	145 - 190	36	65.4 - 150
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	1	190	-	-

Em relação a constância de ocorrência, se observou um predomínio de espécies acidentais em todas as áreas de coleta, bem como uma diminuição no percentual desse agrupamento considerado raro, no sentido da nascente para a foz do rio Una. Na área I, 31,6% das espécies foram classificadas como constantes, 15,8% como acessórias e 52,6% como acidentais. Na área II, as espécies constantes somaram 19,1%, as acessórias 33,3% e as acidentais 47,6%. Na área III, 35% das espécies foram classificadas como constantes, 30% como acessórias e 35% como acidentais. Nas áreas I e II, as espécies constantes foram

predominantemente representantes de Characiformes e Siluriformes, enquanto na área III, os membros de Perciformes constituíram a maioria dentro o grupo de maior frequência de ocorrência.

As espécies exclusivas da área I (*T. albinotatus* e *G. melanopterum*) foram classificadas como acidentais. O agrupamento exclusivo da área II (*Prochilodus* sp. *A. parahybae*, *Rineloricaria* sp. *Synbranchus marmoratus* e *O. niloticus*) também foi classificado como acidental. Entre as espécies exclusivas da área III, apenas *C. lacustris* foi constante, todas as demais (*A. affinis*, *H. eques*, *Metynnis* sp., *A. multispinis* e *P. maculatus*) apresentaram menos de 25% de frequência de ocorrência. *Astyanax bimaculatus* e *P. lateristriga* foram as únicas espécies constantes para todas as áreas de amostragem, sendo a espécie de caracídeo, a única capturada em todas as coletas.

Na Tabela 7 são apresentados os valores de frequência de ocorrência de cada uma das trinta espécies registradas neste trabalho, bem como sua classificação de acordo com esse índice para cada área de amostragem.

**Tabela 7.** Constância das espécies coletadas nas três áreas de amostragem ao longo rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo. Constância (Const.), categoria (Cat.), acidental ( $R < 25\%$ ), acessória ( $25\% < A \leq 50\%$ ), constante ( $C > 50\%$ ).

Espécies	Área I		Área II		Área III	
	Const.	Cat.	Const.	Cat.	Const.	Cat.
<i>Apareiodon affinis</i>	-	-	-	-	33.3	A
<i>Prochilodus</i> sp.	-	-	8.3	R	-	-
<i>Characidium pterostictum</i>	91.6	C	-	-	75	C
<i>Astyanax bimaculatus</i>	100	C	100	C	100	C
<i>Astyanax giton</i>	8.3	R	58.3	C	-	-
<i>Astyanax paraguayae</i>	-	-	16.6	R	-	-
<i>Bryconamericus iheringii</i>	66.6	C	50	A	41.6	A
<i>Hyphessobrycon eques</i>	-	-	-	-	8.3	R
<i>Metynnis</i> sp.	-	-	-	-	16.6	R
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	8.3	R	25	A	16.6	R
<i>Hoplias malabaricus</i>	16.6	R	16.6	R	8.3	R
<i>Trichomycterus albinotatus</i>	16.6	R	-	-	-	-
<i>Corydoras nattereri</i>	16.6	R	75	C	25	A
<i>Hoplosternum littorale</i>	8.3	R	8.3	R	16.6	R
<i>Ancistrus multispinis</i>	-	-	-	-	16.6	R
<i>Hypostomus affinis</i>	16.6	R	16.6	R	50	A
<i>Hypostomus</i> cf. <i>luetkeni</i>	91.6	C	50	A	83.3	C
<i>Parotocinclus maculicauda</i>	50	A	8.3	R	8.3	R
<i>Rineloricaria</i> cf. <i>steindachneri</i>	91.6	C	33.3	A	50	A
<i>Rineloricaria</i> sp.	-	-	8.3	R	-	-
<i>Pimelodella lateristriga</i>	66.6	C	75	C	66.6	C
<i>Rhamdia quelen</i>	8.3	R	50	A	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	-	-	-	-	25	A
<i>Glanidium melanopterum</i>	8.3	R	-	-	-	-
<i>Gymnotus carapo</i>	25	A	50	A	-	-
<i>Synbranchus marmoratus</i>	-	-	16.6	R	-	-
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	25	A	25	A	75	C
<i>Crenicichla lacustris</i>	-	-	-	-	66.6	C
<i>Geophagus brasiliensis</i>	8.3	R	8.3	R	75	C
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	8.3	R	-	-

A abundância de indivíduos coletados foi maior no período chuvoso (69,4%,  $n = 1.066$ ) em relação ao período seco, assim como a riqueza de espécies foi maior no período de maior volume de chuvas (trinta espécies) em comparação ao período de estiagem (vinte espécies). Resultados semelhantes foram obtidos quando comparadas a riqueza e abundância de cada uma das áreas de amostragem durante estes dois períodos.

Os valores das medidas de diversidade registradas nas três áreas de amostragem foram bastante semelhantes entre os períodos seco e chuvoso, a ponto de não terem sido observadas diferenças significativas entre os índices de diversidade obtidos nesses dois períodos para nenhuma delas ( $p > 0,31$ ). De modo geral, os índices de diversidade foram maiores no período chuvoso e os de equabilidade, no período seco. Contudo, houve duas exceções, o índice de diversidade da área I foi maior no período seco e o de equabilidade da área II, menor no período chuvoso. O índice de dominância foi maior na estação seca para as áreas II e III, para área I, isso ocorreu na estação chuvosa (Tabela 8).

**Tabela 8.** Riqueza absoluta (S), abundância (N), índices de diversidade: Shannon-Wiener (H'), Simpson (D) e equabilidade (J) para as três áreas amostradas nos períodos seco e chuvoso.

Período	área I		área II		área III	
	seco	chuvoso	seco	chuvoso	seco	chuvoso
<b>S</b>	12	17	13	21	13	19
<b>N</b>	110	319	187	218	171	529
<b>H'</b>	1.92	1.9	1.55	2.18	1.87	1.95
<b>D</b>	0.18	0.19	0.34	0.21	0.25	0.24
<b>J</b>	0.77	0.67	0.6	0.71	0.73	0.66

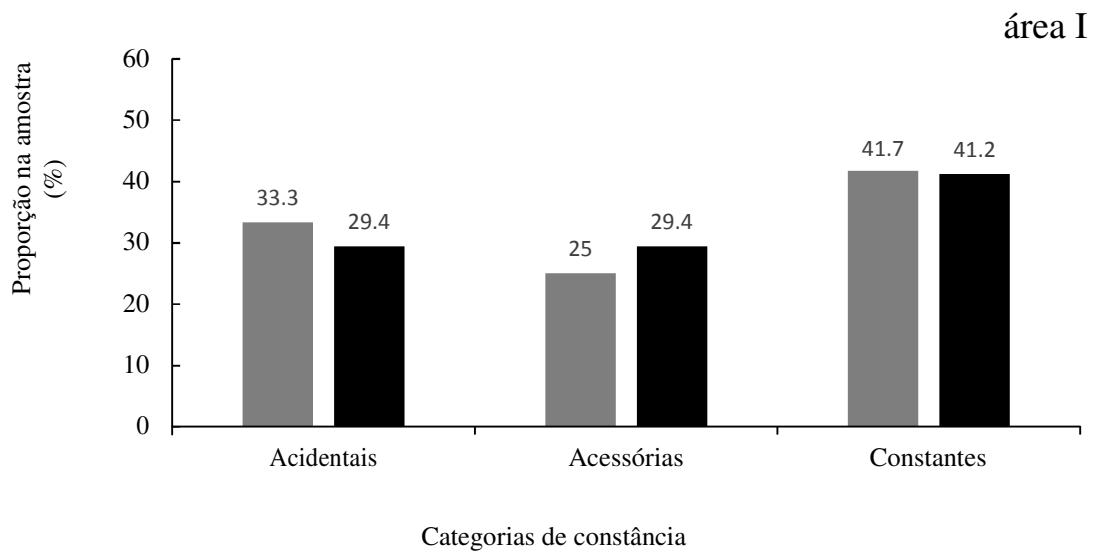
Todas as espécies registradas na área II puderam ser capturadas durante o período chuvoso. Exemplares de *H. littorale* e *O. hepsetus* na área I, e de *H. malabaricus* na área III, só puderam ser amostrados durante o período seco. *Astyanax bimaculatus* foi a espécie mais abundante nas áreas I e III durante as duas estações. Na área II, *C. nattereri* foi a mais representativa durante a estação seca e *A. bimaculatus* durante a estação chuvosa (Tabela 9).

Praticamente todas as espécies das áreas I e III apresentaram aumento de sua frequência de ocorrência na estação chuvosa. Isto resultou no aumento do percentual de espécies constantes nestas áreas. Na área II, no entanto, houve um declínio no número de espécies com maior frequência de ocorrência, inclusive, *C. nattereri*, a segunda espécie mais abundante desta área e que passou a ser acessória no período chuvoso (Figuras 17, 18 e 19).

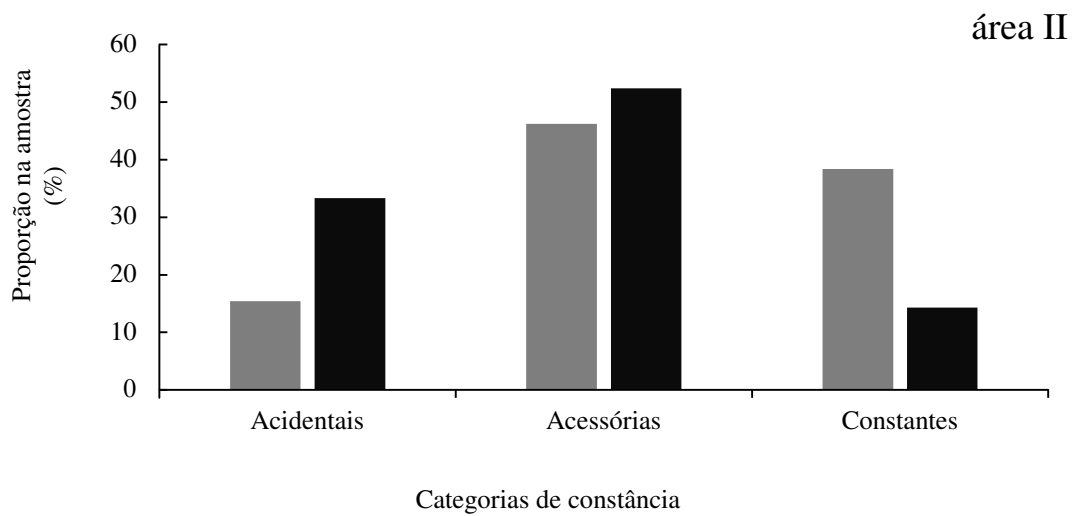
A curva de acumulação de espécies em função do número de amostragens demonstra que, para as três áreas, a assíntota da curva não foi atingida (Figura 20).

**Tabela 9.** Abundância das espécies nas três áreas de amostragem durante os períodos seco e chuvoso.

Espécies	Área I		Área II		Área III	
	seco	chuvoso	seco	chuvoso	seco	chuvoso
<i>Apareiodon affinis</i>	-	-	-	-	-	7
<i>Prochilodus</i> sp.	-	-	-	1	-	-
<i>Characidium pterostictum</i>	14	9	-	-	10	8
<i>Astyanax bimaculatus</i>	28	89	43	93	79	242
<i>Astyanax giton</i>	-	1	6	12	-	-
<i>Astyanax parahybae</i>	-	-	1	1	-	-
<i>Bryconamericus iheringii</i>	7	11	9	11	15	19
<i>Hyphessobrycon eques</i>	-	-	-	-	-	1
<i>Metynnix</i> sp.	-	-	-	-	-	2
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	1	-	1	4	-	2
<i>Hoplias malabaricus</i>	-	2	2	1	2	-
<i>Trichomycterus albinotatus</i>	-	4	-	-	-	-
<i>Corydoras nattereri</i>	-	2	99	24	2	5
<i>Hoplosternum littorale</i>	1	-	-	2	-	6
<i>Ancistrus multispinis</i>	-	-	-	-	-	2
<i>Hypostomus affinis</i>	1	2	-	13	3	40
<i>Hypostomus</i> cf. <i>luetkeni</i>	25	84	4	9	14	57
<i>Parotocinclus maculicauda</i>	2	10	-	1	-	1
<i>Rineloricaria</i> cf. <i>steindachneri</i>	22	46	4	7	2	9
<i>Rineloricaria</i> sp.	-	-	-	2	-	-
<i>Pimelodella lateristriga</i>	6	50	7	9	15	37
<i>Rhamdia quelen</i>	-	1	5	4	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	-	-	-	-	1	2
<i>Glanidium melanopterum</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Gymnotus carapo</i>	1	5	4	6	-	-
<i>Synbranchus marmoratus</i>	-	-	-	3	-	-
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	2	1	2	4	9	49
<i>Crenicichla lacustris</i>	-	-	-	-	5	18
<i>Geophagus brasiliensis</i>	-	1	-	10	14	22
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	-	1	-	-

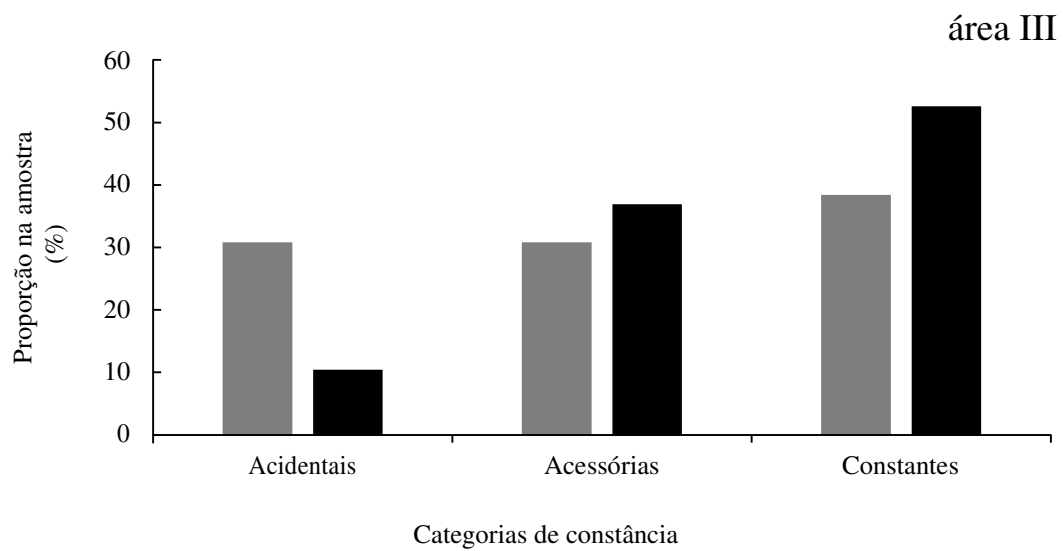


**Figura 17.** Proporção das espécies acidentais, acessórias e constantes na área I durante os períodos seco (cinza) e chuvoso (preto).

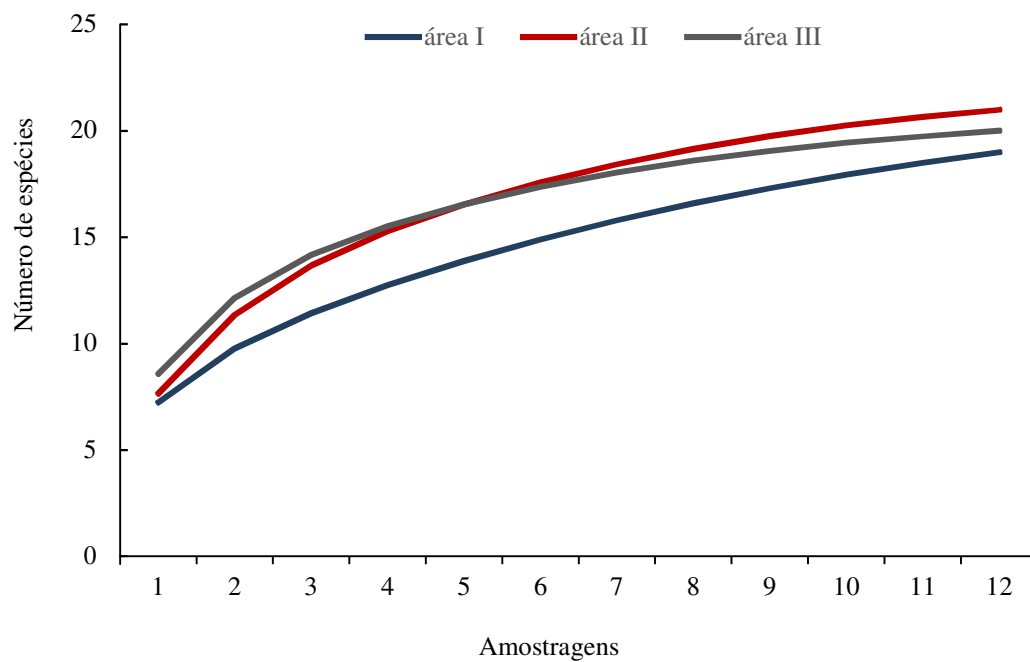


**Figura 18.** Proporção das espécies acidentais, acessórias e constantes na área II durante os períodos seco (cinza) e chuvoso (preto).





**Figura 19.** Proporção das espécies acidentais, acessórias e constantes na área III durante os períodos seco (cinza) e chuvoso (preto).



**Figura 20.** Curva do coletor para as três áreas de amostragem ao longo do rio Una, Vale do Paraíba, São Paulo. Área I (azul), área II (vermelho) e área III (cinza).

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1 DESCRITORES AMBIENTAIS

Com relação aos descritores ambientais considerados neste trabalho, se faz necessária uma observação a respeito do grande acúmulo de sedimento apresentado pelas três áreas de amostragem. O alto grau de assoreamento do rio Una surge como a principal causa dos constantes relatos de alagamentos de vias públicas e áreas de várzea no município de Taubaté. Segundo Targa (2009), o assoreamento da calha do rio Una, tanto em zonas rurais quanto em áreas urbanas, tem causado sérios problemas de inundações de rodovias, sobretudo em seus trechos médio e baixo.

O processo de assoreamento se dá mediante a incapacidade um sistema hídrico carregar, de forma fluída, as partículas de sedimento oriundas de suas margens e áreas adjacentes. A entrada dessas partículas no leito do rio tende a se dar, principalmente, por meio de enxurradas, um fenômeno natural potencializado pela ausência ou mesmo redução da vegetação marginal (Carvalho, 1994).

Em seu trabalho a respeito do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Una, Batista et al. (2005b), relataram sérios problemas ambientais decorrentes de atividades antropogênicas na parte superior desta bacia, destacando como os mais graves, o uso inadequado do solo e a destruição da vegetação marginal. Como resultado deste processo de degradação, esses autores apontaram a redução da quantidade e da qualidade da água como as principais consequências dessas ações antropogênicas. Durante este trabalho, esses efeitos puderam ser observados tanto no período seco, quando extensos bancos de areia ficaram expostos nas margens e no interior da calha do rio, quanto no período chuvoso, quando áreas adjacentes ficaram alagadas.

Com relação aos descritores físicos e químicos, os valores de pH e das taxas de oxigênio dissolvido foram os únicos a apresentarem diferenças estatisticamente significativas entre os períodos seco e chuvoso. A disponibilidade de oxigênio foi o único componente limnológico a apresentar correlação estatisticamente significativa ( $p = 0,035$ ) com a composição da comunidade de peixes registrada neste estudo. Allan (1995) explica a variação de oxigênio dissolvido pelo fato deste estar diretamente associado com a variação da temperatura, de modo que, quanto maior a temperatura, maior é a taxa de desprendimento desse gás para a atmosfera. Além disso, a demanda fisiológica de organismos aquáticos tende a aumentar junto com a

temperatura que é, de modo geral, mais elevada durante a estação chuvosa na região do Vale do Paraíba do Sul (Matthews & Berg, 1997; Devidé et al. 2014).

Estatisticamente, o pH foi o descritor ambiental de menor influência sobre composição da comunidade de peixes. A influência da temperatura da água sobre a esta composição também não foi considerada estatisticamente significativa pela pRDA ( $p = 0,08$ ), contudo, seus valores puderam ser correlacionados com a abundância de algumas espécies, diferentemente dos resultados apontados para o pH. Segundo Rincón (1999), quando avaliados em pequenas escalas espaço-temporais, componentes limnológicos, como temperatura, pH e até mesmo oxigênio dissolvido, mostram-se pouco importantes na seleção de habitats por partes das espécies de peixes. Isso ocorre devido ao fato de que, em condições naturais, esses componentes têm pouca variação dentro de pequenas distâncias e curtos espaços de tempo e, por consequência, os peixes acabam por não fazerem uso seletivo destes fatores, o que pode vir a explicar os resultados da pRDA, que não considerou significativa a correlação entre os valores de pH e a temperatura medidos e a composição da comunidade de peixes nas três áreas de amostragem ao longo do rio Una.

Os componentes estruturais das áreas de amostragem demonstraram uma maior influência sobre a distribuição das espécies de peixes do que os componentes limnológicos. A velocidade de correnteza e a composição de substrato apresentaram correlações significativas com a composição da comunidade. Ao estudar a composição da ictiofauna em oito riachos costeiros localizados na região sudeste do Brasil, Ferreira et al. (2014), também atribuíram uma maior importância aos preditores estruturais do ambiente, como profundidade e velocidade de correnteza, em relação aos preditores limnológicos.

A importância do substrato está relacionada principalmente com a obtenção de alimento e com o fornecimento de abrigo contra a predação (Sabino & Castro, 1990; Rincón, 1999). Os diferentes tipos de substrato diferem também na abundância e identidade de invertebrados que neles habitam (Heynes, 1970). Algumas espécies tendem a forragear mais eficientemente sobre certos tipos de fundos, como por exemplo, espécies que ingerem presa e substrato juntos, os separando na boca, só conseguem utilizar esta tática alimentar em fundos com partículas bem finas, ao passo que, espécies que raspam matéria orgânica são mais eficientes em áreas com substratos compostos por partículas mais rígidas, onde o perífíton geralmente se desenvolve mais. (Power, 1990; Power, 1992).

Áreas sem componentes de substrato maiores, como pedras e troncos, também tendem a favorecer predadores que localizam suas presas visualmente, devido à ausência de refúgio para as espécies menores (Hynes, 1970). Neste trabalho, substratos mais finos estiveram

correlacionados principalmente com a abundância de *Oligosarcus hepsetus*, espécie carnívora que se alimenta preferencialmente de insetos e pequenos peixes e de *Synbranchus marmoratus*, reconhecidamente carnívora com tendência a piscivoria (Araújo et al. 2005; Braga et al. 2008).

### 6.2.1 ICTIOFAUNA

De modo geral a composição da ictiofauna registrada no rio Una se assemelha a aquela pertencente a bacia do rio Paraíba do Sul. O predomínio de Characiformes e Siluriformes observado aqui, segue uma tendência apontada para o rio Paraíba do Sul (Teixeira et al. 2005), alguns de seus tributários localizados nos estados de São Paulo (Rondineli et al. 2011; Loebet al. 2014) e Minas Gerais (Melo et al. 2006), sendo este um padrão amplamente reconhecido para sistemas lóticos da Região Neotropical (Lowe-McConnell, 1975; Reis et al. 2003; Reis et al. 2016). De fato, assim como na maioria dos ambientes dulcícolas do planeta, a ictiofauna neotropical é dominada pelos Otophysi (i.e., Characiformes, Siluriformes e Gymnotiformes), grupo que representa quase 80% das espécies dessa região biogeográfica, valores correspondentes aos registrados neste trabalho (Albert et al. 2011).

A maior riqueza de espécies apresentada pela ordem Siluriformes no rio Una corrobora com o padrão descrito por Bizerril (1994) para rios integrantes do conjunto do Leste brasileiro. A exemplo da bacia do rio Paraíba do Sul, este padrão pode ser observado também na ictiofauna da bacia do rio Doce (Araújo et al. 2010; Vieira, 2010; Vieira & Rodrigues, 2010; Oyakawa & Menezes, 2011). Resultados semelhantes foram observados em tributários menores do rio Paraíba do Sul, como no rio Grande e nas cabeceiras dos rios Buenos e Guaratinguetá, na região da Serra da Mantiqueira (Braga & Andrade, 2005; Rondineli et al. 2011). Uma exceção dentro dessa bacia pode ser feita ao ribeirão do Taboão, no estado de São Paulo, onde Characiformes foi o grupo dominante (Loeb et al. 2014).

Uma amostra da peculiaridade da ictiofauna do Leste brasileiro, é que este padrão não ocorre em outros grandes sistemas hidrológicos brasileiros, como por exemplo, no Alto Paraná, onde há um predomínio de Characiformes sobre dos demais grupos, em relação ao número de espécies registradas (Langeani et al. 2007).

Com quatro espécies capturadas, Perciformes foram a terceira ordem mais representativa no rio Una. Com frequência, este grupo figura entre os mais diversos e abundantes dentro de sistemas lóticos brasileiros, sobretudo, em ambientes de águas calmas, como os observados nas áreas II e III. Em locais com essas características, ciclídeos podem

apresentar proporções semelhantes, ou até mesmo dominância, em relação a Characiformes e Siluriformes (Teixeira et al. 2005; Langeani et al. 2007).

Um dos principais grupos presentes na bacia do rio Paraíba do Sul, Cyprinodontiformes não teve representantes capturados em nenhuma das áreas de amostragem no rio Una (Hildorf & Petreire Jr, 2002). A ocorrência dessas espécies de pequenos peixes é assinalada principalmente para ambientes de remanso na bacia, onde tendem a ser bastante representativas em relação a sua abundância (Teixeira et al. 2005). Contudo, a presença de Cyprinodontiformes tende a ser negativamente correlacionada com a de espécies piscívoras, aqui representadas por

*O. hepsetus*, *H. malabaricus*, *R. quelen* e *S. marmoratus*. Isso ocorre principalmente em ambientes degradados ou de menor diversidade de habitats disponíveis (Chapleau et al. 1997).

Com mais de um terço do número total de indivíduos coletados, *Astyanax bimaculatus* foi a espécie mais abundante em todas as áreas de amostragem. Seu predomínio sobre as demais representantes do gênero registradas aqui foi evidente, não apenas em termos de abundância, mas também de distribuição e frequência de ocorrência. Como todas as espécies de *Astyanax*, *A. bimaculatus*, *A. giton* e *A. paraguayana* compartilham certas características, como tamanho reduzido, alta taxa de reprodução e crescimento rápido, além de apresentarem hábitos onívoros e caráter oportunista, o que permite que este grupo habite os mais diferentes ambientes dentro da Região Neotropical (Arcifa et al. 1991; Esteves & Galletti-Junior, 1995; Luz & Okada, 1999; Andrian et al. 2001; Melo, 2001).

Trabalhos de distribuição de ictiofauna realizados no rio Paraíba do Sul sugerem que estes resultados sejam, em parte, decorrentes da preferência de ambiente por parte dessas espécies de caracídeos. Segundo Bizerril (1999), populações de *Astyanax paraguayana* apresentam maior concentração em trechos de águas mais calmas, como as observadas na área II, única localidade em que essa espécie ocorreu no rio Una. Por outro lado, Teixeira et al. (2005) registraram ampla distribuição e abundância de populações de *A. bimaculatus* e *A. giton* em trechos com diferentes características fisiográficas, desde corredeiras nas regiões de cabeceira, até poços marginais formados por inundações nas áreas mais planas do rio.

*Hypostomus cf. luetkeni* foi a segunda espécie com o maior número de indivíduos coletados no rio Una, sendo também a segunda espécie mais representativa nas áreas I e III. Outra representante do gênero, *H. affinis* apresentou abundância expressivamente reduzida nessas áreas em comparação com a sua congênica. A maior abundância de *H. cf. luetkeni* e comparação com *H. affinis* nas porções inicial e final do rio Una pode ser explicada pela seletividade de habitat por parte dessas duas espécies. Nesse sentido, *Hypostomus affinis* é uma espécie generalista, capaz de habitar todos os tipos de micro-habitats (desde substratos

compostos por areia e lama, até trechos rochosos) ao longo do rio Paraíba do Sul. Por outro lado, *H. cf. luetkeni* apresenta distribuição restrita a ambientes rochosos do rio, o que justifica sua elevada abundância nas áreas I e III, cujo substrato é predominantemente composto por pedras e cascalho, e sua baixa abundância na área II, onde o substrato é inteiramente composto por areia e lama (Mazzoni et al. 1994; Mazzoni & Caramaschi, 1995).

Durante este trabalho, se verificou um aumento no número de espécies nas áreas II e III em relação a área I, o que corrobora com o conceito de “rio contínuo” desenvolvido por Vannote et al. (1980), que prediz um aumento no número de espécies ao longo do gradiente longitudinal de um rio, como resultado do aumento da complexidade física e estrutural do ambiente. As características fisiográficas da área I mostraram-se mais propensas a ocorrência de espécies com hábitos de vida junto ao substrato, como crenuquídeos, tricomicterídeos e loricarídeos, estes últimos, representantes da família mais abundante nessa área.

Na área I, além de *Hypostomus cf. luetkeni*, outros representantes de Loricariidae, como *Rineloricaria cf. steindachneri* e *Parotocinclus maculicauda* apresentaram relativa abundância. Membros desta família são caracterizados por se alimentarem de matéria orgânica aderida junto ao substrato rígido, ou mesmo na lama, abrigando-se nos espaços entre pedras situadas em trechos de corredeiras (Santos et al. 1984). Crenuchidae, aqui representada por *Characidium pterostictum*, foi outro grupo relativamente abundante nesta área. Os membros deste gênero ocorrem predominantemente em trechos mais altos, com águas rápidas, onde podem se alimentar da matéria orgânica aderida as pedras e também de partículas em suspensão carregadas pela correnteza (Leitão & Buckup, 2014). *Trichomycterus albinotatus*, exclusiva da área I, pertence a um gênero com notável preferência por águas rápidas situadas em regiões de cabeceira (Wosiacki & Pinna, 2008).

As condições instáveis dos rasos e irregulares cursos d'água típicos de regiões de cabeceira exigem uma maior seletividade de habitat por parte de suas espécies residentes (Whitton, 1975). Isso é observado no achatamento dorso-ventral do corpo e na posição ventral da boca em forma de ventosa, em Loricariidae (Santos et al. 1984), nas nadadeiras expandidas e até ausência de bexiga natatória, em *Characidium* (Braga, 2005; Casatti & Castro, 2006) e nos conjuntos de odontodes no pré-opérculo, em *Trichomycterus* (Sarmiento-Soares et al. 2011). O menor número de espécies e predomínio destes grupos na área I, corrobora com resultados obtidos em áreas de cabeceira na bacia do rio Paraíba do Sul (Braga & Andrade, 2005; Teixeira et al. 2005).

As características de meso-habitat e, por consequência, de substrato de fundo e velocidade de correnteza apresentadas pela área II foram menos propensas a ocorrência de

espécies que exploram ambientes de águas rápidas e substratos rígidos, como as observadas na área I. Esse fato fica evidente pela baixa abundância de loricarídeos e pela ausência de representantes de Crenuchidae. Em Siluriformes raspadores, os efeitos do sedimento fino vão além da disponibilidade de alimento. Devido a posição ventral da abertura de sua cavidade orobrânquial, estas espécies tendem a apresentar maior gasto energético com atividades relacionadas a limpeza de suas brânquias (Power, 1984). Para Crenuchidae, a ausência de pedras e material alóctone no interior da calha do rio (troncos de árvores) implica não apenas na perda de fontes de alimento, mas também de cobertura contra predadores (Braga, 2005).

Ao invés de espécies com preferência por águas rápidas, a área II apresentou grande abundância de grupos pouco exigentes com relação à disponibilidade de oxigênio dissolvido. *Corydoras nattereri* foi responsável por quase um terço do número total de indivíduos coletados nesta área. Assim como todos os membros de Callichthyidae, *C. nattereri* apresenta respiração aeróbica secundária obrigatória, na qual o ar é coletado na superfície da água e expelido pelo ânus, que atua como órgão respiratório acessório (Reis, 2003). Essas espécies tendem a ocupar trechos de águas barrentas, de pH ácido e baixos níveis de oxigênio dissolvido, características típicas de ambientes de águas mais lentas, como as observadas na área II (Brito, 2003; Rosa & Lima, 2008).

A maior heterogeneidade de micro-habitats apresentada pela área III permitiu que um maior número de grupos apresentasse abundância relativamente elevada. A presença de trechos com características distintas mostrou-se favorável tanto a ocorrência de espécies que exploram ambientes de águas calmas (*A. bimaculatus*, *B. iheringii*, *P. lateristriga* e *Pimelodus maculatus*), quanto aquelas que habitam trechos de águas rápidas (*C. pterostictum* e *A. affinis*, *H. affinis* e *H. cf. luetkeni*).

Outro grupo bastante abundante nesta área de amostragem foram os Perciformes, representados aqui pelos integrantes da família Cichlidae (*Cichlasoma portalegrense*, *Crenicichla lacustris* e *Geophagus brasiliensis*). Sua ocupação em sistemas lóticos tende a se dar em ambientes de remanso, nos quais elas se alimentam de pequenos organismos e matéria vegetal presentes no sedimento, cujo depósito é favorecido pela baixa correnteza. Uma exceção a este comportamento pode ser feita a algumas espécies, que demonstram preferência por trechos de maior correnteza, onde ocasionalmente se ocultam entre pedras, dentre as quais está *C. lacustris*, espécie exclusiva da área III (Rincón, 1999; Kullander, 2003).

*Pimelodus maculatus* foi outra espécie exclusiva da área III. Este pimelodídeo apresenta hábitos predominantemente carnívoros com tendência a invertivoria, sendo mais ativo durante o período noturno, se abrigando entre pedras durante o dia, exibindo comportamento

territorialista (Dei Tos et al. 2002). Proporcionar isolamento visual acaba por ser uma das funções do substrato. O comportamento territorialista de *P. maculatus* parece ser favorecido grande disponibilidade de abrigo fornecido pelo substrato rochoso desta área de amostragem, da mesma forma com que a tática de predação por tocaia observada na piscívora, *C. lacustris* (Kullander, 2003; Kullander & Lucena. 2006).

O agrupamento do conjunto de espécies apresentado por cada área de amostragem mostrou maior semelhança entre o conjunto de formado pelas espécies das áreas I e II em relação ao grupo de espécies presentes na área III. Características topográficas de um sistema hídrico, como barreiras geográficas e a sua declividade podem ser fatores que impedem o movimento de espécies das áreas mais baixas para as regiões de cabeceira (Barreto & Uieda, 1998). A exceção da queda d'água localizada na área III, o rio Una não apresenta acidentes geográficos que possam atuar como isoladores espaciais de sua ictiofauna. Mesmo sua declividade não é tão acentuada, visto que menos de 0,5% da área total da bacia do rio Una apresenta declividade superior à 45° (Batista et al. 2005b). Com isso, pode-se supor que essa maior semelhança entre as comunidades das áreas I e II em relação a área III se deva principalmente à seletividade de habitat e a capacidade destas espécies em realizar movimentos migratórios mais amplos ao longo do rio.

A ictiofauna do rio Una caracterizou-se por ser composta predominantemente de espécies de pequeno porte, corroborando com o padrão descrito para os rios que drenam o estado de São Paulo, o qual apresenta aproximadamente 80% de suas espécies medindo menos de 150 milímetros de comprimento padrão (Oyakawa & Menezes, 2011). Segundo Castro (1999), este pode ser visto como o único padrão diagnóstico para a ictiofauna de riachos sul-americanos.

Em relação a constância de ocorrência, em todas as áreas de amostragem, as espécies com maiores frequências de ocorrência, também foram aquelas com o maior número de indivíduos coletados. Resultados semelhantes puderam ser observados em outros trabalhos realizados na bacia do rio Paraíba do Sul (Braga & Andrade, 2005; Melo et al. 2006; Teixeira et al. 2005). No geral, as três áreas de amostragem apresentaram entre suas espécies com maiores índices de ocorrência, espécies pouco exigentes com relação as condições ambientais, como *A. bimaculatus*, *O. hepsetus*, *C. nattereri*, *H. affinis*, *P. lateristriga*, *Gymnotus carapo* e *G. brasiliensis*. Teixeira et al (2004), atribuem a alta incidência de captura de espécies oportunistas ou tolerantes a condições ambientais adversas a uma possível consequência da limitação de habitats ou mesmo da baixa qualidade ambiental do rio, o que corrobora com o



atual estado de degradação ambiental descrito para a bacia do rio Una (Batista et al. 2005a; Targa, 2009).

Tanto a riqueza de espécies, quanto a abundância de indivíduos coletados foram maiores durante o período chuvoso, corroborando com outros trabalhos realizados no estado de São Paulo (Garutti, 1988; Ferreira & Casatti, 2006). Esse aumento é geralmente atribuído a intensificação do período reprodutivo em combinação, ou não, com o recrutamento de indivíduos oriundos de áreas adjacentes durante períodos de maiores volumes de água (Lowe-McConnell, 1987).

O aumento do número de espécies e também de indivíduos coletados no período chuvoso em relação ao período seco refletiram nos valores dos índices de diversidade e de equabilidade, no geral, maiores durante a estação chuvosa. A diminuição dos valores de equabilidade nas áreas I e III no período chuvoso deve-se principalmente ao aumento da abundância das populações de *A. bimaculatus* e *H. cf. luetkeni* nestas áreas. O período reprodutivo destas espécies tende a ocorrer entre os meses de setembro e fevereiro, período que compreende a estação das chuvas quase que em sua totalidade (Barbieri, 1982; Agostinho et al. 1990).

A curva do coletor demonstrou que não houve estabilização da curva em nenhuma das áreas de amostragem. A área III foi a que demonstrou maior tendência a estabilização da curva, contudo assim como as demais áreas, esforços de amostragem adicionais se fazem necessários.

### **6.2.2 ESPÉCIES INTRODUZIDAS E NOVOS REGISTROS DE OCORRENCIA PARA A BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL**

Das trinta espécies registradas no rio Una, 22 já haviam sido previamente registradas na bacia do rio Paraíba do Sul em listas produzidas nos trabalhos de Teixeira et al. (2005), Araújo et al. (2010) e Oyakawa & Menezes, (2011). Entre estas espécies, *Corydoras nattereri* e *Parotocinclus maculicauda* ainda não haviam tido sua ocorrência oficialmente registrada na porção paulista desta bacia.

*Corydoras nattereri* era previamente conhecida da porção fluminense da bacia do rio Paraíba do Sul, local de origem do holótipo utilizado por Steindachner ao descrever a espécie em 1987. Na redescrição desta espécie foram utilizados indivíduos coletados em diversos tributários do rio Paraíba do Sul no estado do Rio de Janeiro, e no rio Doce, no estado do Espírito Santo (Nijessen & Isbrücker, 1980). Atualmente, a distribuição desta espécie é

atribuída a rios costeiros localizados na faixa entre os estados do Espírito Santo e do Paraná (Reis et al. 2003; Buckup et al. 2007).

*Parotocinclus maculicauda*, cuja localidade tipo é o rio Quenda, em Santa Cruz, no estado do Rio de Janeiro, era previamente conhecida de rios costeiros, localizados entre sua localidade tipo e o estado de Santa Catarina (Buckup et al. 2007). Na redescritção da espécie, além dos exemplares da localidade tipo, Garavello (1976), examinou exemplares oriundos da bacia do rio Ribeira do Iguapé, alguns tributários do rio Paraíba do Sul no estado do Rio de Janeiro e também alguns sistemas hídricos no estado de São Paulo, porém destes, nenhum pertencente ao sistema do rio Paraíba do Sul.

O rio Una apresentou na composição de sua ictiofauna, sete espécies de origem alóctone, além de uma espécie de tilápia, exótica (*Oreochromis niloticus*). Um desses táxon, *Metynnis* sp. (pacu-disco) não pode ser identificado ao nível de espécie, contudo, seu gênero não apresenta ocorrência natural em rios costeiros pertencentes ao sistema do Leste brasileiro (Ota et al. 2016). A presença de pacus (*Metynnis* spp.), tilápia (*O. niloticus*) e também de matogrosso (*H. eques*) no sistema do rio Paraíba do Sul é atribuída a escapes de tanques marginais de piscicultura, os quais estão propensos a escapes durante períodos de chuvas intensas, como observado em rios do estado de São Paulo (Orsi & Agostinho, 1999; Moraes et al. 2017).

Além de sua origem alóctone, *Characidium pterostictum*, *Apareiodon affinis*, *Bryconamericus iheringii*, *Ancistrus multispinis* e *Cichlasoma portalegrense* representaram novos registros de ocorrência de espécies para a bacia do rio Paraíba do Sul. Deste conjunto,

*A. affinis* é aquela que apresenta maior faixa de distribuição geográfica em sistemas lóticos brasileiros. Originário da bacia do rio da Prata, na Argentina, esse caracídeo é frequentemente encontrado nas bacias dos rios Paraná, Paraguai e Uruguai (Pavanelli, 2007; Godoy, 1975). Devido ao seu tamanho reduzido, não apresenta valor comercial, contudo, ecologicamente, atua como elo de transferência de energia para níveis tróficos mais altos (Bialezki et al. 1998).

*Characidium pterostictum* é originária da Lagoa dos Quadros, no estado de Santa Catarina, região sul do Brasil (Buckup, 2007). *Characidium* representa o maior gênero de Crenuchidae, com 56 espécies válidas, amplamente distribuídas na Região Neotropical. Essa grande diversidade pode ser explicada pela isolamento de habitat por parte de suas espécies, restritas a trechos de águas rápidas em regiões de cabeceiras de rios e riachos. Até o momento, *C. alipioi* e *C. lauroi* eram as únicas representantes deste gênero com ocorrência confirmada na bacia do rio Paraíba do Sul (Teixeira et al. 2005; Oyakawa & Menezes, 2011).

*Ancistrus multispinis* é outra espécie originária do estado de Santa Catarina, desta vez, na bacia do rio Itapocú. Atualmente, sua faixa de distribuição compreende drenagens costeiras

na região sudeste até o norte do rio Maquiné, na região sul (Fisch-Muller, 2003). Por fim, *Bryconamericus iheringii* e *Cichlasoma portalegrense* compartilham sua origem no sistema da Laguna dos Patos, no estado do rio Grande do Sul. Além dessa bacia, a espécie de caracídeo apresenta ampla distribuição dentro dos sistemas dos rios Uruguai e da Prata, enquanto a espécie de caracídeo é conhecida também da bacia do rio Tramandaí (Casciotta et al. 2002; Lima et al. 2007; Kullander, 2007).

A presença de um número relativamente elevado de espécies originárias de outros sistemas hídricos não é uma particularidade do rio Una, mas sim uma amostra da situação ocorrente em toda a bacia do rio Paraíba do Sul, onde o número de registros de espécies introduzidas já ultrapassa os 50 (Vieira & Rodrigues, 2010). Os novos registros de ocorrência de espécies para a bacia do rio Paraíba do Sul, observados no rio Una reiteram a necessidade de aumento dos esforços de coleta em pequenos rios e riachos tributários da bacia no estado de São Paulo, apontada por Oyakawa & Menezes (2011).

## 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

De modo geral, a ictiofauna do rio Una assemelha-se a aquela pertencente a bacia do rio Paraíba do Sul e demais sistemas hídricos do conjunto do Leste brasileiro. O predomínio de Siluriformes e Characiformes registrado aqui, corrobora também com um padrão amplamente reconhecido dentro da Região Neotropical. Este trabalho apresentou sete novos registros de ocorrência para a bacia do rio Paraíba do Sul, sendo dois deles para a porção paulista desta bacia.

A ictiofauna do rio Una caracterizou-se por ser predominantemente composta por espécies de peixes de pequeno porte. *Astyanax bimaculatus* e *Hypostomus* cf. *luetkeni* apresentaram alta dominância na composição de espécies. Ambas apresentam hábitos de vida e estratégias alimentares distintas, o que as permite coexistir em abundâncias relativamente elevadas.

As diferentes características ambientais apresentadas pelas áreas de amostragem resultaram em composições de espécies distintas em termos de diversidade e abundância ao longo do gradiente longitudinal do rio Una. As maiores riquezas de espécies foram registradas nas áreas estruturalmente mais heterogêneas e com condições ambientais mais estáveis. Os

fatores estruturais mostraram-se mais importantes que os componentes limnológicos na estruturação da comunidade de peixes registrada.

A sazonalidade demonstrou relativa importância na estruturação da comunidade. A riqueza de espécies e abundância de indivíduos coletados foram maiores no período chuvoso em todas as áreas de amostragem. De maneira geral, os índices de diversidade foram maiores na estação chuvosa e os de equabilidade e dominância, na estação seca.

## 8. REFERÊNCIAS

- ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S. C.; BUSSING, W.; STIASSNY, M. L. J.; SKELTON, P.; ALLEN, G. R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; NG, R.; SINDORF, N.; ROBERTSON, J.; AMIJO, E.; HEGGINS, J. V.; HEIBEL, T. J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J. G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, P. 2008. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*. 58 (5): p. 403 - 414.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá. EDUEM. 261p.
- AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S.; AGOSTINHO, C. S. 1990. Ciclo reprodutivo e primeira maturação de fêmeas de *Hypostomus commersonii* (Valenciennes, 1840) (Siluriformes, Loricariidae) no reservatório Capivari - Cachoeira, PR. *Rev. Brasil. Biol.* 51 (1): p. 31 - 37.
- ALLAN, J. D. 1995. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. London. Chapman & Hall. 388p.
- ALBERT, J. S.; BART-JR, H. L.; REIS, R. E. 2011. Species Richness and Cladal Diversity. In: ALBERT, J. S.; REIS, R. E. 2011. *Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes*. University of California Press. p. 89 - 104.

- ANDRADE, P. M. 2004. Distribuição, dieta e ecomorfologia das espécies de peixes no sistema do ribeirão Grande, no município de Pindamonhangaba, SP. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Rio Claro. 171p.
- ANDRIAN, I. F.; SILVA, H. B. R.; PERETTI, D. 2001. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1958), área de influência do reservatório de Corumbá, estado de Goiás, Brasil. Acta. Sci. 23 (2): p. 435 - 440.
- ARAÚJO, F. G.; ANDRADE, C. C.; SANTOS, R. N.; SANTOS, A. F. G. N.; SANTOS, L. N. 2005. Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian Reservoir. Braz. J. Biol. 65 (1): p. 1 - 8.
- ARAÚJO, J. R. S.; MOURA, W. O. R.; NUNAN, G. W. 2010. Avaliação ambiental do rio Paraíba do Sul – Trecho Funil – Santa Cecília. Instituto Estadual do Ambiente – INEA. Superintendência Regional do Médio Paraíba. Rio de Janeiro. Relatório Técnico. 182p.
- ARAÚJO, M. E.; TEIXEIRA, J. M. C.; OLIVEIRA, A. M. E. 2004. Peixes estuarinos marinhos do nordeste brasileiro. Fortaleza. Editora Universitária UFPE. 130p.
- ARCIFA, M. S.; NORTHCOTE, T. G.; FROEHLICH, O. 1991. Interactive ecology of two cohabiting characin fishes (*Astyanax fasciatus* and *Astyanax bimaculatus*) in a eutrophic Brazilian reservoir. Trop Ecol. 7 (1): p. 257 - 68.
- BARBIERI, G.; SANTOS, M. V. R.; SANTOS, J. M. 1982. Época de reprodução e relação peso/comprimento de duas espécies de *Astyanax* (Pisces, Characidae). Pesq. agropec. bras. Brasília. 17 (7): p. 1057 - 1065.
- BARRETTO, M. G.; UIEDA, V. S. 1998. Influence of the abiotic factors on the ichthyofauna composition in different orders stretches of Capivara River, São Paulo State, Brazil. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26 (1-5): p. 2180-2183.

- BATISTA, G. T.; TARGA, M. S.; DIAS, N. W.; CASTELANI, C. S. 2005a. Modelo de Banco de Dados Ambientais Georreferenciados Voltado à Recuperação e Preservação de Recursos Hídricos de uma Bacia de Médio Porte, O Modelo da Bacia do Rio Una, Paraíba do Sul, SP. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (SBRH), 16. 2005. João Pessoa. Anais. Rio de Janeiro: ABRH, 2005. 1 (1): p. 1 - 16.
- BATISTA, G. T.; TARGA, M. S.; FIDALGO, E. C. C. 2005b. Banco de dados ambientais da Bacia do Rio Una, Bacia do Rio Paraíba do Sul. Disponível em: <http://www.agro.unitau.br/una/>.
- BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V.; BAUMGARTNER, G.; NAKATANI, K. 1998. Caracterização morfológica e distribuição temporal de larvas e juvenis de *Apareiodon affinis* (Steindachner) (Osteichthyes, Parodontidae) no alto rio Paraná, Paraná. Revista brasileira de Zoologia. 15 (4): p. 1037 - 1047.
- BIZERRIL, C. R. S. F. 1994. Análise taxonômica e biogeográfica de água doce do Leste brasileiro. Acta Biol Leopoldensia. 16 (1): p 51 - 80.
- BIZERRIL, C. R. S. F. 1999. A ictiofauna da Bacia do Rio Paraíba do Sul, biodiversidade e padrões biogeográficos. Brazilian Archives of Biology and Technology. 42 (1): p. 233 - 250.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. 2011. Numerical Ecology with R. Second English edition. New York. Springer. 306p.
- BRAGA, A. L. C.; POMPEU, P. S.; CARVALHO, F. R.; FERREIRA, R. L. 2008. Dieta e crescimento de *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1975) (Pisces, Synbranchiformes) durante período de pré-estivação em uma lagoa marginal da bacia do São Francisco, Minas Gerais. Revista Brasileira de Zootecias. 10 (2): p. 133 - 138.
- BRAGA, F. M. S. 2005. Spatial distribution of characidiin fishes (Teleostei, Crenuchidae) in the Ribeirão Grande system, a tributary of Paraíba do Sul river basin, Brazil basin, Brazil. Acta. Sci. Biol. 27 (3): p. 259 -263.

- BRAGA, F. M. S.; ANDRADE, P. M. 2005. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. *Iheringia. Sér. Zool. Porto Alegre.* 95 (2): p. 121 - 126.
- BRITO, M. R. 2003. Phylogeny of the subfamily Corydoradinae (Hoedeman, 1952) (Siluriformes: Callichthyidae), with a definition of its genera. *Proc. Acad. Nat. Sci.* p. 119 - 154.
- BUCKUP, P. A. 2007. Família Crenuchidae. In: BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro. Museu Nacional. p. 27 - 32.
- BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro. Museu Nacional. 195p.
- CARVALHO, N. O. 1994. Hidrossedimentologia prática. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM. Rio de Janeiro. 372p.
- CARVALHO, T. M. 2008. Técnicas de medição de vazão por meios convencionais e não convencionais. *RBGF – Revista Brasileira de Geografia Física.* Recife - PE. 1 (1): p. 73 - 85.
- CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 4 (2): p. 203 - 214.
- CASCIOTTA, J. R.; AZPELICUETA, M. M.; ALMIRON, A. E. 2002. *Bryconamericus uporas* sp. n. (Characiformes, Characidae), a new species from the rio Uruguay basin, in Argentina. *Revue Suisse de Zoologie.* 109 (1): p. 155-165.
- CASTRO, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: Padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. 1999. Peixes de Riachos. *Série Oecologia Brasiliensis.* 4 (1): p.139 - 155.

- CHAPLEAU, F.; FINDLAY, C. S.; SZENASY, E. 1997. Impacto of piscivorous fish introductions on fish species richness of small lakes in Gatineau Park, Quebec. *Écoscience*. 4 (1): p. 259 - 268.
- DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica. 2017. Banco de Dados Hidrológicos. Disponível em: <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>. Acesso em: 20/10/2015.
- DEI TOS, C.; BARBIERI, G.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I. 2002. Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil. *Cybium*. 26 (4): p. 275 - 282.
- DEVIDE, A. C. P.; CASTRO, C. M.; RIBEIRO, R. L. D.; ABOUD, A. C. S.; PEREIRA, M. G.; RUMJANEK, N. G. 2014. História Ambiental do Vale do Paraíba Paulista, Brasil. *Revista Biociências*. Taubaté. 20 (1): p. 12 - 29.
- ESTEVES, K. E.; GALETTI-JUNIOR, P. M. 1995. Food partitioning among some characids of a small Brazilian floodplain lake from the Paraná River basin. *Environmental Biology of Fishes*. 42 (1): p. 375 - 89.
- FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. 2006. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 23 (3): p. 642 - 651.
- FERREIRA, F. C.; SILVA, A. T.; GONÇALVES, C. S.; PETRERE JR. M. 2014. Disentangling the influences of habit structure and limnological predictors on stream fish communities of a coastal basin, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 12 (1): p. 177 - 186.
- FISCH-MULLER, S. 2003. Subfamily Ancistrinae. In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR, C. J. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre. Edipucrs. p. 373 - 400.



- FREITAS JUNIOR, G.; MARSON, A. A. 2007. Estudo comparado de biogeografia fisionômica – caracterização da vegetação do Vale do Paraíba paulista nos anos de 1817 e 2007. In: Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o ciclo hidrológico. Taubaté. 07 - 09 de novembro 2007. IPABHi. p. 107 - 114.
- FROESE, R.; PAULY, D. Editors. 2017. FishBase Word Wide Web. Eletronic publication. [www.fishbase.org/home.html](http://www.fishbase.org/home.html). Acesso em: 27/01/2017.
- GARAVELLO, J. C. 1976. Systematics and geographical distribution of the genus *Parotocinclus* Eigenmann & Eigenmann, 1889 (Ostariophysi, Loricariidae). Arquivo de Zoologia. 28 (4): p. 1 - 37.
- GARUTTI, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do Rio Paraná. Revista Brasileira de Biologia. Rio de Janeiro. 48 (4): p. 747 - 759.
- GODOY, M. P. 1975. Peixes do Brasil Sub-ordem Characoidei - Bacia do rio Mogi Guassu. Piracicaba. Franciscana. 4 (1): p. 400-627.
- GONÇALVES, C. S.; BRAGA, F. M. 2012. Changes in ichthyofauna composition along a gradient from clearwaters to blackwaters in coastal streams of Atlantic forest (southeastern Brazil) in relation to environmental variables. Neotropical Ichthyology, 10 (3): p. 675 - 684.
- GROSSMAN, G. D.; FREEMAN, M. C. 1987. Microhabitat use in a stream fish assemblage. J. Zool. London. 212 (1): p. 151 - 176.
- HEYNES, H. B. N. 1970. The ecology of running Waters. University Press. Liverpool. 555p.
- HILSDORF, A.W.S.; PETRERE JR, M. 2002. Conservação de peixes na bacia do rio Paraíba do Sul. Ciência Hoje. 30 (180): p. 62 - 65.

- HUTCHENSON, K. 1970. A Test for Comparing Diversities based on the Shannon Formula. *Journal of Theoretical Biology*. 29 (1): p.151 - 4.
- JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can. Fish. Aquat. Sci.* 58 (1): p. 157 - 1070.
- JACKSON, D. A.; SOMERS, K. M.; HARVEY, M. M. 1992. Null models and fish communities: evidence of nonrandom patterns. *Am. Nat.* 139 (1): p. 930 - 943.
- KULLANDER, S. O. 2003. Family Cichlidae. In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR, C. J. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre. Edipucrs. p. 605 - 654.
- KULLANDER, S. O.; LUCENA, C. A. S. 2006. A review of the species of *Crenicichla* (Teleostei: Cichlidae) from the Atlantic coastal rivers of southeastern Brazil from Bahia to Rio Grande do Sul States, with descriptions of three new species. *Neotrop. Ichthyol.* 4 (2): p. 126 - 146.
- LANGHEANI, F.; CORREA E CASTRO, R. M.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*. 7 (3): 181 - 197.
- LEITÃO, R. P.; P. A. BUCKUP. 2014. A New Species of *Characidium* (Characiformes: Crenuchidae) from Coastal Basins of Serra do Mar, Southeastern Brazil. *Copeia*, 1 (1): p. 14 - 22.
- LIMA, F. C. T.; BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; LUCENA, C. A. S.; LUCENA, Z. M. S.; TOLEDO-PIZA, M.; ZANATA, A. 2007. Família Characidae *insertae sedis*. In: BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro. Museu Nacional. p. 64 - 105.

- LOEB, M. V.; FICHBERG, I.; MATTOX, G. M. T. 2014. Ichthyofauna of the Ribeirão Taboão, Paraíba do Sul river basin, Mogi das Cruzes, SP. Check List. 10 (3): p. 556 - 561.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. 1975. Fish Communities in Tropical Freshwaters: their distribution, ecology and evolution. Longman. London. 377p.
- LOWE-McCONNEL, R. H. 1987. Ecological studies in tropical communities. Cambridge University. Cambridge. 382p.
- LUZ, K. D. G.; OKADA, E. K. 1999. Diet and dietary overlap of three sympatric fish species in lakes of the upper Paraná River floodplain. Braz Arch Biol Tecn. 42 (4): p. 441 - 7.
- MAGNUSON, J. J.; BECKEL, A. L.; MILLS, E.; BRANDT, S. B. 1985. Surviving winter hypoxia: behavioral adaptations of fishes in a northern Wisconsin winterkill lake. Environ. Biol. Fishes. 14 (1): p. 241 - 250.
- MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. 2005. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. Revista Brasileira de Meteorologia. 20 (2): p. 215 - 226.
- MAGURRAN, A. E. 2011. Medindo a diversidade biológica. Editora UFPR. 261p.
- MATTHEWS, K. R.; BERG, N. H. 1997. Rainbow trout responses to water temperature and dissolved oxygen in two southern California stream pools. J. Fish Biol. 50 (1): p. 50 - 67.
- MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E. P. 1995. Size structure, sex ratio and onset of sexual maturity of two species of *Hypostomus*. Journal of Fish Biology. 47(1): p. 841 - 849.
- MAZZONI, R.; CARAMASCHI, U.; WEBER, C. 1994. Taxonomical revision of the species of *Hypostomus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Loricariidae) from the lower rio Paraíba do Sul, State of Rio de Janeiro, Brazil. Revue suisse de Zoologie. 101 (1): p. 3 -18.

- MELO, F. A. G. 2001. Revisão taxonômica das espécies do gênero *Astyanax* Baird & Girard, 1854, (Teleostei: Characiformes: Characidae) da região da Serra dos Órgãos. Arquivos do Museu Nacional 59 (1): p. 1 - 46.
- MELO, F. C. A.; MACHADO, A. C.; OLIVEIRA, A. P. C.; CRUZ, J. M.; LATINI, A. O. 2006. Ictiofauna do rio Carangola, bacia do rio Paraíba do Sul, município de Carangola, Minas Gerais, Brasil. Lundiana. 7 (4): p. 133 - 144.
- MENEZES, N. A. 1996. Methods for assessing freshwater fishes diversity. In: BICUDO, C. E. M.; MENEZES, N. A. 1996. Biodiversity in Brazil. São Paulo. CNPq. p. 289 - 295.
- MORAES, M. B.; POLAZ, C. N. M.; CARAMASCHI, E. P.; JÚNIOR, S. S.; SOUZA, G.; CARVALHO, F. L. 2017. Espécies Exóticas e Alóctones da Bacia do Rio Paraíba do Sul: Implicações para a Conservação. Biodiversidade Brasileira. 7 (1): p. 34 - 54.
- NELSON, J. S. 2006. Fishes of the world. 4th ed. Hoboken. (New Jersey, USA). John Willey and Sons. XIX + 601p.
- NIJSSEN, H.; ISBRÜCKER, I. J. H. 1980. On the identify of *Corydoras nattereri* Steindachner 1877 with description of new species, *Corydoras prionotos* (Pisces, Siluriformes, Callichthyidae). Beaufortia. Institute of Taxonomic Zoology (Zoological Museum) University of Amsterdam. 30 (1): p. 1 - 9.
- ORSI, M. L.; AGOSTINHO, A. A. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia. 16 (2): p. 557 - 560.
- OTA, R. P.; PY-DANIEL, L. H. R.; JÉGU, M. 2016. A new Silver Dollar species of *Metynnis* Cope, 1878 (Characiformes: Serrasalminae) from Northwestern Brazil and Southern Venezuela. Neotropical Ichthyology. 14 (4): p. 1 - 12.
- OYAKAWA, O.T.; MENEZES N. A. 2011. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotropica 11 (1a): p. 1-13.

- PAVANELLI, C. S. 2007. Família Parodontidae. In: BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro. Museu Nacional. p. 4 - 6.
- PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P.; DRAY, E.; BORCARD, D. 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87 (10): p. 2614 - 2625.
- POWER, M. E. 1990. Resource enhancement by indirect effects of grazers: armored catfish, algae and sediment. *Ecology*. 71 (1): p. 897 - 904.
- POWER, M. E. 1984 The importance of sediment in the grazing ecology and size class interactions of an armored catfish, *Ancistrus spinosus*. *Environmental Biology of Fishes*. 10 (1): p. 173 - 181.
- POWER, M. E. 1992. Habitat heterogeneity and the functional significance of fish in river food webs. *Ecology*. 73 (1): p. 1675-1688.
- POWER, M. E.; MATHEWS, W. J.; STEWART, A. J. 1985. Grazing minnows, piscivorous bass and stream algae: dynamics of Strong interaction. *Ecology*. 6 (1): p.1448 - 1456.
- PRADO, J. B.; ABREU, M. M. 1995. Aspectos Geográficos do Vale do Paraíba e Município de Taubaté. Coleção Taubateana. N 14. Taubaté. Center Gráfica e Editora Ltda. 280p.
- RACHEL, F. J.; MAGNUSON, J. J. 1983. Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes: inferences for cultural acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 (1): p. 3 - 9.
- REIS, R. E.; ALBERT, J. S.; DI DARIO, F.; MINCARONE, M. M.; PETRY, P.; ROCHA, L. A. 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *Jornal of Fish Biology*. 89 (1): p. 12 - 47.

- REIS, R. E. 2003. Family Callichthyidae. In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR, C. J. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre. Edipucrs. p. 291 - 309.
- REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR, C. J. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre. Edipucrs. 742p.
- RIBEIRO, A. C. 2006. 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*. 4 (2): p. 225 - 246.
- RINCÓN, P. A. 1999. Uso do micro – hábitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. In: CARAMACHI, E. P; MANZZONI, R. PERES - NETO, P. R. 1999. Ecologia de peixes de riachos. Rio de Janeiro. PPGGE - UFRJ. Série Oecologia Brasiliensis. 6 (1): p. 23 - 90.
- RONDINELLI, G.; CARMASSI; BRAGA, F. M. S. 2011. Pisces, Buenos and Guaratinguetá watersheds, eastern Serra da Mantiqueira, São Paulo, Brazil. *Check List*. 7 (1): p. 71 - 74.
- ROSA, R. S.; LIMA, F. C. 2008. Peixes. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, M. G.; PAGLIA, A. P. 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília. Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade 19. Vol II. p. 8 - 285.
- SABINO, J.; CASTRO, R. C. M. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Rev. Brasil. Biol.* 50 (1): p. 23 - 36.
- SANTOS, G. M.; JEGU, M.; MERONA, B. 1984. Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins. Eletronorte/ INPA. 84p.

- SARMENTO-SOARES, L. M.; ZANATA, A. M.; MARTINS-PINHEIRO, R. F. 2011. *Trichomycterus payaya*, new catfish (Siluriformes: Trichomycteridae) from headwaters of rio Itapicuru, Bahia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 9 (2): p. 261 - 271.
- SHUTER, B. J.; MACLEAN, J. A.; FRY, F. E. J.; REGIER, H. A. 1980. Stochastic simulation of temperature effects on first-year survival of smallmouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.* 109 (1): p. 1 - 34.
- SIMBERLOFF, D. 2003. How Much Information on Population Biology Is Needed to Manage Introduced Species? *Conservation Biology*. 17 (1): p. 83 - 92.
- SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JR, M. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 5 (1): p. 61 - 68.
- TARGA, M. S. 2009. Estudo Hidrológico da Bacia do Rio Una: Subsídios para estabelecimento de plano de macrodrenagem no Vale do Paraíba do Sul – SP. Programa de Ciências Ambientais - UNITAU. p. 1 - 14.
- TEIXEIRA, T. P.; TERRA, B. F.; ESTILANO, E. O.; GARCIA, D.; PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G. 2004. Distribuição da ictiofauna em locais impactados no rio Paraíba do Sul. *Rev. Univ. Rural, Sér. Ci. Vida. Seropédica*. Rio de Janeiro. 24 (2): p. 167 - 174.
- TEIXEIRA, T. P.; PINTO, B. C. T.; TERRA, B. F.; ESTILIANO, E. O.; GARCIA, D.; ARAÚJO, F. G. 2005. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia, Sér. Zool. Porto Alegre*. 95 (4): p. 347 - 357.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37 (1): p. 130 - 137.

VIEIRA, F. 2010. Distribuição, impactos e ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. MG-Biota. 3 (1): p. 5 - 23.

VIEIRA, F.; RODRIGUES, R. R. 2010. A fauna de peixes dos afluentes do rio Paraíba do Sul no estado de Minas Gerais. MG-Biota. 3 (1): p. 5 - 23.

HITTON, B. A. 1975. River ecology. Berkeley. University of California. 725p.

WOSIACKI, W. B. PINNA, M. 2008. *Trichomycterus igobi*, a new catfish species from the rio Iguazu drainage: the largest head in Trichomycteridae (Siluriformes: Trichomycteridae). Neotropical Ichthyology. 6 (1): p. 17 - 23.



## 9. FIGURAS



**Figura 21.** *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879). 37,9 mm. CP. Rio Una, Tremembé-SP.



**Figura 22.** *Characidium pterostictum* Gomes, 1947. 46,6 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 23.** *Prochilodus* sp. 250, 0 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP



**Figura 24.** *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758). 73,4 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 25.** *Astyanax giton* Eigenmann, 1908. 72,2 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



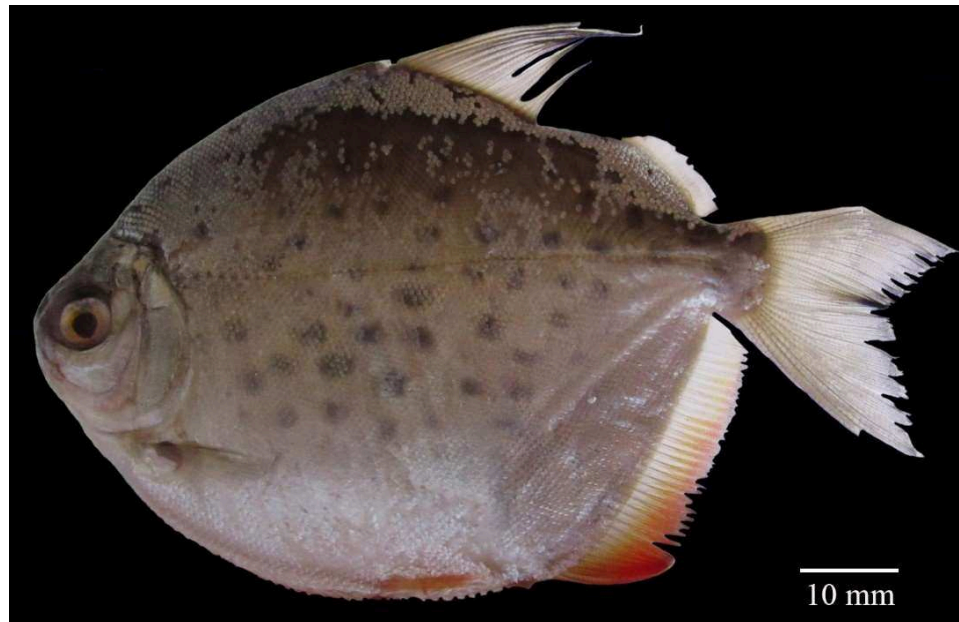
**Figura 26.** *Astyanax parahybae* Eigenmann, 1908. 82,6 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 27.** *Bryconamericus iheringii* (Boulenger, 1887). 49,1 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP



**Figura 28.** *Hyphessobrycon eques* (Steindachner, 1882). 28,0 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP.



**Figura 29.** *Metynnis* sp. 84,9 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP.



**Figura 30.** *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1817). 63,80 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 31.** *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1974). 244,1 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 32.** *Trichomycterus albinotatus* Costa, 1992. 141,3 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.





**Figura 33.** *Corydoras nattereri* Steindachner, 1877. 44,4 m CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 34.** *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828). 165,1 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP.



**Figura 35.** *Ancistrus multispinis* (Regan, 1912). 73,2 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP.



**Figura 36.** *Hypostomus affinis* (Steindachner, 1877). 151,9 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 37.** *Hypostomus* cf. *luetkeni* (Steindachner, 1876). 113,1 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP.



**Figura 38.** *Parotocinclus maculicauda* (Steindachner, 1877). 31,5 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 39.** *Rineloricaria* cf. *steindachneri* (Regan, 1904). 112, 1 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 40.** *Rineloricaria* sp. 149, 5 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 41.** *Pimelodella lateristriga* (Müller & Troschel, 1849). 107,2 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 42.** *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824). 155,3 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 43.** *Pimelodus maculatus* La Cepède, 1803. 210,5 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP.



**Figura 44.** *Glanidium melanopterum* Miranda-Ribeiro, 1918. 180,4 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.





**Figura 45.** *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758. 195,4 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 46.** *Synbranchus marmoratus* Bloch 1795. 480,0 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.



**Figura 47.** *Cichlasoma portalegreense* (Hensel, 1870). 100,0 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP.



**Figura 48.** *Crenicichla lacustris* (Castelnau, 1855). 97,1 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP.



**Figura 49.** *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824). 121,7 mm CP. Rio Una, Tremembé-SP.



**Figura 50.** *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758). 190,0 mm CP. Rio Una, Taubaté-SP.