

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES EM RIACHOS COSTEIROS DE ÁGUAS
PRETAS DA MATA ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL

Mariana Landucci Giongo Felisberto

Orientadora: Dra. Katharina Eichbaum esteves

Coorientadora: Dra. Maria Letizia Petesse

**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto
Pesca - APTA - SAA, como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em
Aquicultura e Pesca**

São Paulo

Setembro -2020

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES EM RIACHOS COSTEIROS DE ÁGUAS
PRETAS DA MATA ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL**

Mariana Landucci Giongo Felisberto

Orientadora: Dra. Katharina Eichbaum Esteves

Coorientadora: Dra. Maria Letizia Petesse

**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto
Pesca - APTA - SAA, como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em
Aquicultura e Pesca**

São Paulo

Setembro -2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Elaborada pelo Núcleo de Informação e Documentação. Instituto de Pesca, São Paulo

F346 Felisberto, Mariana Landucci Giongo

“Estrutura da comunidade de peixes em riachos costeiros de águas pretas da Mata Atlântica no sudeste do Brasil”

IV, 58f.; fig.; tab.

Dissertação (mestrado) apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aqüicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA - Secretaria de Agricultura e Abastecimento.

Orientador: Katharina Eichbaum Esteves

1. Ecossistemas fluviais; 2. Ictiofauna; 3. Macrohabitats; 4. Endemismo; 5. restinga

I. Esteves, Katharina Eichbaum. II. Título.

CDD 639.3

Permitida a cópia parcial, desde que citada a fonte – O autor

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES EM RIACHOS DE
ÁGUAS PRETAS DA MATA ATLÂNTICA NO SUDESTE DO
BRASIL**

AUTORA: Mariana Landucci Giongo Felisberto

ORIENTADOR: Profa. Dra. Katharina Eichbaum Esteves
Co-orientadora: Maria Letizia Petesse

Aprovado como parte das exigências para obtenção do título de
MESTRE EM AQUICULTURA E PESCA, Área de Concentração em
Aquicultura, pela Comissão Examinadora:



Profa. Dra. Katharina Eichbaum Esteves



Profa. Dra. Ursulla Pereira de Souza



Prof. Dr. Welber Senteio Smith

Data da realização: 21 de setembro de 2020



Presidente da Comissão Examinadora
Profa. Dra. Katharina Eichbaum Esteves

“Uma tese, ainda que redigida e defendida por uma única pessoa, é o resultado do trabalho de muitas” (Marçal, 2006).

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus e a todos os meus mentores, que mesmo “invisivelmente” estiveram sempre ao meu lado, me encorajando e auxiliando em todos os momentos.

Agradeço também a minha família, principalmente a minha mãe Lilian Giongo e minha avó Liette Giongo por todo apoio e suporte, principalmente por acreditarem no meu potencial, estando presente em todos os momentos desse processo, amo vocês.

À Pesquisadora Dra. Katharina Eichbaum Esteves por ter me orientado e inspirado durante esses dois “longos” anos de mestrado, sobretudo pela paciência, atenção e por todos os ensinamentos que levarei comigo durante toda a minha trajetória acadêmica.

À Pesquisadora Maria Letizia Petesse por ter me coorientado com tanta dedicação e carinho, me acalmando e auxiliando durante todo o processo de análises estatística.

A todos os amigos que descobri nessa emocionante jornada de Pós-graduação, especialmente a: Cristina Viriato, Fernanda Ikari e Midiã Brazão.

Aos meus amigos que me incentivaram, me apoiaram e me deram todo suporte e carinho nos piores e melhores momentos desse processo, agradecimentos especiais para: Gabriela Daniel, Daniela Lima e Lucas do Vale.

Ao Instituto de Pesca/APTA/SAA e ao programa de Pós-graduação e a todos os professores que ministraram as disciplinas que cursei durante o mestrado, contribuindo assim para minha formação profissional.

À CAPES, pela Bolsa de Mestrado durante todo o período.

À FAPESP, pelo Auxílio financeiro concedido (Proc. 2015/26728-6) que possibilitou a execução deste projeto.

Aos professores Oswaldo Oyakawa e Flávio C. T. de Lima pelo auxílio na identificação das espécies.

À Ursulla Pereira Souza, Domingos Garrone Neto e ao Welber Smith por terem sido membros da banca examinadora de qualificação e defesa, auxiliando assim no aperfeiçoamento da dissertação.

SUMÁRIO

Agradecimentos	i
Resumo	iii
Abstract	iv
1. Introdução geral	1
1.1 Caracterização da área de estudo	3
1.2 Objetivos gerais	6
1.3 Referências bibliográficas	7

CAPÍTULO 1: Como se estruturam as assembleias de peixes em riachos costeiros de águas pretas da Mata Atlântica?

Resumo	11
1. Introdução	12
2. Material e Métodos	14
2.1. Área de estudo	14
2.2. Coletas de dados	16
2.3. Ictiofauna	17
2.4. Análise dos dados	18
3. Resultados	20
3.1. Dados ambientais	20
3.2 Ictiofauna	23
4. Discussão	36
5. Considerações finais	45
6. Referências bibliográficas	46

RESUMO GERAL

ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE PEIXES EM RIACHOS COSTEIROS DE ÁGUAS PRETAS DA MATA ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL

Estudos sobre as características ambientais em ecossistemas lóticos são de grande relevância para uma melhor compreensão de como as assembleias de peixes se organizam. No entanto, poucos estudos têm salientado a importância dessas variáveis em riachos de águas pretas da Mata Atlântica. A fim de verificar como as comunidades de peixes de rios de águas pretas estão estruturadas, foram estudados 14 riachos costeiros de águas pretas distribuídos em quatro sub-bacias localizados na Baixada Santista e Litoral Norte do Estado de São Paulo. Os peixes foram coletados durante a estação de baixa pluviosidade (junho-setembro/2016) com um equipamento de pesca elétrica em trechos de 100 m em cada um dos rios, e calculada a densidade, biomassa, atributos da comunidade e grupos tróficos por riacho. Para ordenação dos pontos amostrais com relação às variáveis ambientais foi realizada uma Análise de Componentes Principais indicando uma heterogeneidade dos fatores ambientais dos rios. Foram registradas 20 espécies, sendo *Mimagoniates microlepis* e *Hollandichthys multifasciatus* as mais abundantes. A densidade total média dos riachos foi de 3,11 ind.m⁻², sendo estes valores inferiores a estudos realizados em riachos de águas claras da Mata Atlântica. A comparação da biomassa total entre bacias, analisada por meio de uma ANOSIM, indicou que a sub-bacia do Guaratuba apresentou um valor superior às demais bacias, o que foi atribuído a uma cobertura vegetal mais densa e preservada. A Análise de Redundância (RDA) dos atributos da comunidade indicou que a riqueza e diversidade estiveram associadas a uma maior área, vegetação ripária e fósforo total. Por outro lado, a RDA para os grupos tróficos sugeriu que os onívoros estiveram mais associados à sub-bacia do Guaratuba, possivelmente pelo fato de que os riachos dessa sub-bacia drenam uma ampla área de floresta de restinga preservada. Conclui-se que as características ambientais dos riachos estudados variaram entre sub-bacias e que estes riachos diferem dos de águas claras por possuírem menor riqueza, diversidade, densidade e biomassa de peixes, bem como pela presença de uma espécie (*Spinterobolus broccae*) ameaçada de extinção.

Palavras chave: Ecossistemas fluviais, ictiofauna, macrohabitats, endemismo, restinga.

Abstract

Studies on environmental characteristics in lotic ecosystems are important to understand how fish assemblages are organized. However, few studies have stressed the importance of these variables in Atlantic Forest blackwater streams. In order to verify how the blackwater stream fish communities are structured, 14 coastal blackwater streams distributed in four sub-basins located in the Baixada Santista and the Northern coast of the State of São Paulo were studied. The fish were collected during the low rainfall season (June-September / 2016) with an electric fishing equipment in 100m stretches in each of the streams, and the density, biomass, community attributes and trophic groups calculated. For ordering the sites in relation to the environmental variables, a Principal Component Analysis was performed, which indicated a heterogeneity of the abiotic variables among streams. Twenty species were recorded, with *Mimagoniates microlepis* and *Hollandichthys multifasciatus* being the most abundant species. The average total density of streams was 3.11 ind.m⁻², which is lower than the values found in clearwater Atlantic Forest streams. The comparison of total biomass between basins analyzed with an ANOSIM indicated that the Guaratuba sub-basin had a higher value, which was attributed to a more dense and preserved vegetation. The Redundancy Analysis (RDA) of the community's attributes indicated that richness and diversity were associated with a larger area, riparian vegetation and total phosphorus. On the other hand, the RDA for trophic groups suggested that omnivores were more associated with the Guaratuba sub-basin, possibly due to a wide area of preserved restinga forest found in this sub-basin. It is concluded that the environmental characteristics of the studied streams varied between sub-basins and that these streams differ in relation to clearwaters due to lower richness, diversity, density and fish biomass, as well as by the presence of *Spinterobolus broccae*, a threatened species ().

Keywords: River ecosystems, ichthyofauna, macrohabitats, endemism, restinga forest.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A região Neotropical abriga a mais abundante ictiofauna de água doce do mundo, com cerca de 8.000 espécies registradas, motivo pelo qual estudos amplos sobre a ecologia, biologia e sistemática deste grupo são necessários, pois permitem uma avaliação e compreensão mais detalhada dessa rica diversidade (Reis et al., 2003; Buckup et al., 2007). No Brasil, 2.587 espécies de peixes são exclusivas de ambientes de água doce, sendo que deste total, apenas 2.481 foram descritas, e 106 ainda estão em fase de descrição (Buckup et al., 2007). Destas, cerca de 50% são compostas por indivíduos de pequeno porte, geralmente vivendo em riachos (Castro, 1999; Abilhoa et al., 2011)

A Mata Atlântica é considerada um dos ecossistemas mais ricos da região Neotropical, sobretudo devido à alta diversidade de habitats, onde os ecossistemas fluviais se destacam por apresentarem uma elevada diversidade de peixes devido ao seu alto grau de endemismo (Oyakawa et al., 2006). No entanto, devido ao desmatamento florestal e urbanização hoje resta somente cerca de 5% de sua extensão original, que, em conjunto com a degradação ambiental, reduziram em muito sua diversidade local, sugerindo que algumas espécies de peixes tenham desaparecido antes mesmo de terem sido identificadas (Menezes et al., 2007; Oyakawa et al., 2011). Até o momento, foram estimadas 269 espécies de peixes, distribuídas em 89 gêneros e 21 famílias inseridas neste bioma (Abilhoa et al., 2011).

Os ecossistemas aquáticos da Floresta Atlântica compreendem rios de águas claras, originados nas cabeceiras da Serra do Mar e alimentados pela chuva, e rios de águas pretas, configurados por águas lentas que drenam as planícies aluvionais de restinga (Por, 1992). Estes são ricos em ácidos húmicos, apresentando uma coloração escura, baixo pH e teor de nutrientes, baixa diversidade ictiofaunística, com uma composição de espécies bastante específica (Por, 1992).

Embora estudos e pesquisas sobre a composição de peixes de águas pretas de rios de Mata Atlântica ainda sejam escassos, pesquisas em outras regiões como a Amazônica (Bührnheim & Fernandes, 2003; Correa e Ortega, 2010; Correa et al., 2012; Yamoto et al., 2014; Farias et al., 2017; Stefanelli-Silva et al., 2018) vêm sendo realizadas. No Estado de São Paulo, alguns estudos em rios costeiros no litoral sul foram desenvolvidos por Gonçalves & Braga (2012) e Ferreira et al. (2014), onde aspectos como a importância do pH na organização das assembleias de peixes e as alterações na composição da ictiofauna ao longo de um gradiente

foram abordados. Ambos estudos registraram algumas espécies exclusivas de rios de águas pretas, e outras comuns a rios de águas claras. De acordo com Meyer (1990) devido à similaridade dos processos físicos e químicos de rios de águas pretas de diferentes regiões hidrográficas (ex. Amazônia e Mata Atlântica), pode se pressupor que as comunidades destes ambientes também possam apresentar semelhanças em determinados aspectos como distribuição, estrutura da cadeia trófica e riqueza de espécies. Mota & Uieda (2003) destacam que os estudos sobre a ictiofauna em rios da Mata Atlântica têm focado isoladamente importantes aspectos das comunidades de peixes, tais como distribuição ao longo do gradiente, dieta e dinâmica populacional. Além disto, diversos estudos têm salientado a importância da distribuição das espécies de peixes e sua relação com os fatores ambientais em ecossistemas fluviais (Mazzoni, 1998; Felipe & Suárez, 2010; Ferreira et al., 2014; Gonçalves et al., 2018). Segundo Wootton (1998) o estudo destas relações é importante, pois o conjunto das características bióticas e abióticas de um ambiente são fatores determinantes da estrutura e composição da comunidade ictiofaunística, indicando como as assembleias se organizam, conseqüentemente, influenciando a estrutura, distribuição e diversidade das espécies.

Algumas variáveis que têm sido consideradas importantes na organização das comunidades de peixes em riachos da Mata Atlântica são a temperatura, condutividade, cobertura vegetal e pH (Ferreira, 2007; Gonçalves & Braga, 2012; Ferreira et al., 2014; Gonçalves et al., 2018). No entanto, em rios de águas pretas, o Carbono Orgânico Dissolvido (COD) e o Carbono Orgânico Total (COT) possuem uma grande importância por serem capazes de influenciar diretamente as assembleias de peixes, uma vez que cerca de 50 a 80% das substâncias húmicas desses ambientes são encontradas na forma de COD (Farjalla, 2009). Embora sejam poucos os estudos sobre o efeito destes compostos sobre peixes na região neotropical, Karlsson et al. (2009) e Finstad et al. (2014) verificaram que em lagos da Escandinávia, altos teores do COD possuem um efeito negativo sobre a produtividade e composição da ictiofauna local, sobretudo por reduzirem a disponibilidade de recursos basais através da limitação de luz, evidenciando a importância de mais estudos sobre essa variável ambiental.

Logo, os estudos das variáveis ambientais em rios de águas pretas podem auxiliar na compreensão de como se estruturam e organizam as comunidades de peixes destes

ambientes, verificando a influência da escala local sobre a composição e estrutura da ictiofauna.

1.2 Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi realizado em 14 riachos costeiros de águas pretas localizados no Estado de São Paulo, nos municípios de Bertioga e São Sebastião, compreendendo as sub-bacias dos Rios Una, Itapanhaú, Itaguapé e Guaratuba. As coletas foram realizadas em três regiões distintas, compreendendo a Unidade de Conservação de Proteção Integral “Parque Estadual das Restingas de Bertioga” (PERB), uma área particular conhecida como Fazenda Jimbuíbas, e outra próxima à Reserva Indígena do Rio Silveira, no município de São Sebastião.

O município de Bertioga localiza-se no litoral sul do Estado de São Paulo, inserindo-se no bioma de Floresta Atlântica, englobando algumas Unidades de Conservação como o Parque Estadual da Serra do Mar e o PERB (Figura 2) (SMA/IF, 2006). Deste modo, cerca de 91% da sua vegetação é considerada nativa, incluindo florestas de altitude, manguezais e restingas (Instituto Polis, 2013). Na região, a vegetação predominante é a floresta de restinga, que de acordo com Martins et al. (2008) e Suguio & Tessler (1984) denomina-se um conjunto de comunidades vegetais fisionomicamente distintas, sobre influência marinha e fluvio-marinha, considerado um habitat característico do litoral brasileiro. Em termos hidrográficos, o município é drenado pelas sub-bacias dos rios Guaratuba, Itapanhaú e Itaguapé (Mendonça & Danni-Oliveira, 2007) (Figura 1).

Já o município de São Sebastião localiza-se no litoral norte do Estado de São Paulo, abrangendo uma área de aproximadamente 400 km², caracterizando-se predominantemente pelas planícies costeiras (Rodriguez, 2005; IBGE, 2010). Essa região também está inserida no bioma da Floresta Atlântica, onde cerca de 70% da área é ocupada pelo Parque Estadual da Serra do Mar (Rodriguez, 2005). Além disso, esse município é drenado pela sub-bacia do rio Una (Figura 1), localizado na região da Barra do Una (Mazzocato, 1998; Ciiagro, 2017).

A Figura 2 mostra um aspecto geral da região de estudo, e a Figura 3 algumas características dos diferentes riachos de águas pretas amostrados na região de restinga da Mata Atlântica nos municípios de Bertioga e São Sebastião- SP.

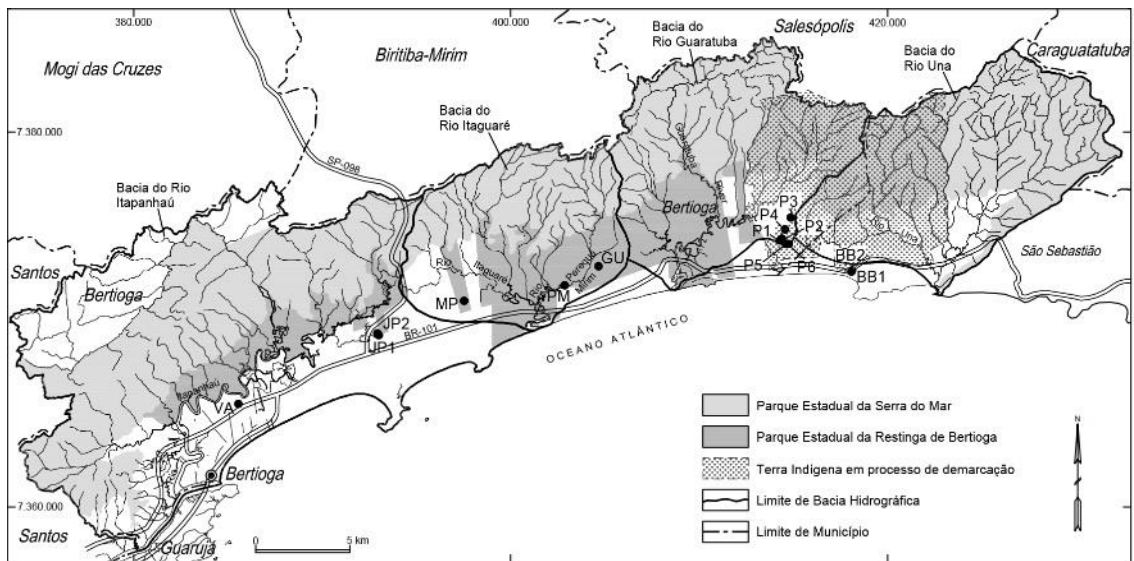


Figura 1: Localização da área de estudo na região costeira do Estado de São Paulo indicando as Bacias da Baixada Santista e Litoral Norte, e a distribuição dos pontos de coleta nas sub-bacias dos rios Itapanhaú, Itaguará, Guaratuba e Una (Adaptado de Esteves et al., 2019).



Figura 2: Aspecto geral da região do Parque Estadual das Restingas de Bertioga – PERB. Fonte: <http://sustentabilidade.com/parque-estadual-da-restinga-de-bertioga>.



Figura 3: Visão geral de riachos típicos de águas pretas estudados, A: Bora Bora 1 (sub-bacia do rio Una), B: Peralta 1 (sub-bacia do Guaratuba), C: João Pereira 1 (sub-bacia do Itapanhaú) e D: Maneco Pinto (sub-bacia do Itaguare)

2. OBJETIVO GERAL

- Analisar os fatores-chave que organizam as assembleias de peixes em ecossistemas fluviais de águas pretas localizados na Baixada Santista e Litoral Norte do Estado de São Paulo, levantando a hipótese de que a composição, riqueza e abundância das espécies variam de acordo com as características abióticas destes ambientes.

2.1.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Compreender como se estruturam as assembleias de peixes em riachos de águas pretas
- Verificar a relação entre a distribuição das espécies de peixes e os fatores abióticos
- Analisar a influência da escala local sobre a composição e estrutura da ictiofauna

APRESENTAÇÃO DO ARTIGO

Com a finalidade de publicar os resultados do presente estudo, o artigo científico intitulado *“Como se estruturam as assembleias de peixes em riachos costeiros de águas pretas da Mata Atlântica do sudeste do Brasil?”* foi elaborado e é apresentado a seguir, conforme as normas para publicação do periódico científico *“Biotropica”*, classificado com o nível A-2 no Qualis CAPES.

1. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abilhoa, V.; Braga, R.R.; Bornatowski, H.; Vitule, J.R.S. 2011. Fishes of the Atlantic rain forest streams: ecological patterns and conservation. In: Grilo, O & Verona, G (Eds) *Changing diversity in changing environment*. p. 259-282. <https://doi.org/10.5772/50570>.
- Buckup, P.A., Menezes, N.A.; Ghazzi, M.S. (eds.). *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Museu Nacional, Rio de Janeiro, 2007, 195p.
- Bührnheim, C.M.; Cox Fernandes, C. 2003. Structure of fish assemblages in Amazonian rain-forest streams: effects of habitats and locality. *Copeia*, 2, 255-262.
- Castro, R.M.C.; Menezes, N.A. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In: Joly, C.A.; Bicudo, C.E. De M. eds. *Biodiversidade do Estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX*. São Paulo, FAPESP. p.3-13.
- Ciiagro. Centro Integrado de Informações de Agronegócios. Disponível em: <http://www.ciiagro.org.br>>. Acesso em: 23 fev. 2017.
- Correa, E.; Ortega, H. 2010. Fishes species diversity and seasonal variation in the lower basin of Nanay River, Peru. *Revista Peruana de Biología*. 17(1). Disponível em: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727
- Correa, M. J.; Gehard, P.; Figueiredo, R, O. 2012. Ictiofauna de igarapés de pequenas bacias de drenagem em área agrícola do Nordeste Paraense, Amazônia Oriental. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, (7) 2. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.739>
- Craig, N. C.; Jones, S. E.; Weidel, B. C.; Solomon, C. T. 2015. Habitat, not resource availability, limits consumer production in lake ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 60, 2079-2089. <https://doi.org/10.1002/lno.10153>.
- Farias, E.U.; Loebens, S.C.; Yamamoto, K.C.; Siqueira-Souza, F.K.; Freitas, C.E.; Anjos, H.D.B.; Magalhães, E.R.S. 2019. Assembleia de peixes em lagos do rio Quiuini, um tributário do rio Negro, Amazonas. *Brasil Biota Amazônia* (1) 7, 74-81. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v7n1p74-81>.
- Farjalla, V.F.; Amado, A. M.; Suhett, A.L.; Meirelles-Pereira, F. 2009. DOC removal paradigms in highly humic aquatic ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 16, 531-538. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-009-0165-x>.
- Ferreira, F. C.; Silva, A. T.; Gonçalves, C. D. S.; Petrere JR, M. 2014. Disentangling the influences of habitat structure and limnological predictors on stream fish communities of a coastal basin, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 12(1): 177-186. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252014000100019>.
- Ferreira, K.M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(3), 311- 326. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300012>.

- Finstad, A.G.; Helland, I.P.; Ugedal, O.; Hesthagen, T.; Hessen, D.O. 2014. Unimodal response of fish yield to dissolved organic carbon. *Ecology Letters*, 17(1), 36–43. <https://doi.org/10.1111/ele.12201>.
- Gonçalves, C.S.; Braga, F.M.S. 2012. Changes in ichthyofaunal 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), 675-84. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000300022>.
- Gonçalves, C.S.; Braga, F.M.S.; Casatti, L. 2018. Trophic structure of coastal freshwater stream fishes from an Atlantic rainforest: evidence of the importance of protected and forest-covered areas to fish diet. *Environmental Biology of Fishes*, 101, 933–948. <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0749-8>.
- Instituto Polis. 2013. Diagnóstico Urbano Socioambiental: Município de Bertiooga. São Paulo, Instituto Polis, 486p. Disponível em: <https://polis.org.br/publicacoes/diagnostico-urbano-socioambiental-e-programa-de-desenvolvimento-sustentavel-em-municipios-da-baixada-santista-e-litoral-norte-do-estado-de-sao-paulo-bertiooga>. Acesso em 10 julho, 2020.
- Janzen, D.H. 1974. Tropical Blackwater Rivers, Animals, and Mast Fruiting by the Diptercarpaceae. *Biotropica*, 6(2): p.69-103. <https://doi.org/10.2307/2989823>.
- Karlsson, J.; Byström, P.; Ask, J.; Ask, P.; Persson, L.; Jansson, M. 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature*, 460(724), 506–509. <https://doi.org/10.1038/nature08179>.
- Martins, S.E.; Rossi, L.; Sampaio, P.S.P.; Magenta, M.A.G. 2008. Caracterização florística de comunidades vegetais de restinga em Bertiooga, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22(1), 249-274. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062008000100024>.
- Mazzocato, M.E. 1998. Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento urbano da bacia do rio Una: município de São Sebastião, SP. São Paulo, 197f. (Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Geografia, INPE.)
- Mazzoni, R. 1998. Estrutura da comunidade e produção de peixes de um sistema fluvial costeiro de Mata Atlântica, Rio de Janeiro. Universidade Federal de São Carlos. 100p.
- Menezes N.A.; Weitzman, S.H.; Oyakawa, O.T.; Lima, F.C.T.; Castro, R.M.C.; Weitzman, M.J. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 407 p.
- Meyer, J.L. 1990. A Blackwater Perspective on Riverine Ecosystems: ecologists are taking a broader view of streams and their food webs. *BioScience*, 40(9), 643-651.
- Mota, R. L.; Uieda, V. 2003. Food web structure in a tropical stream ecosystem. *Austral Ecology*, 30, 58-73. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01424.x>.
- Oyakawa, T.O.; Menezes, N.A. 2011. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1), 0-13. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?inventory+bn0021101a2011>.

- Por, F.D. 1992. Sooretama, the Atlantic rainforest of Brazil. Hague, The Netherlands: SPB Academic Publishing. 130p.
- Reis, R. E.; Kullander, S. O.; Ferraris JR, C. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: Edipucrs, 987-1019p.
- Rodriguez, A.C.M. 2005. Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicados na análise da Legislação Ambiental no município de São Sebastião- SP. 195f. (Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Geografia Humana, USP).
- SMA/IF - Secretaria do Estado do Meio Ambiente/ Instituto Florestal. 2006. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Mar. Disponível em: http://iflorestal.sp.gov.br/files/2013/Plano_Pe_Serra_do_Mar.pdf.
- Stefanelli-Silva, G.; Zuanon, J.; Pires, T. 2018. Revisiting Amazonian water types: experimental evidence highlights the importance of forest stream hydrochemistry in shaping adaptation in a fish species. *Hydrobiologia*, (1)830, 151-160. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-018-3860-0>.
- Suguio, K.; Tessler, M.G. 1984. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. UFF, Niterói, 477 p.
- Yamamoto, K, C.; Freitas, C. E.; Zuanon, J.; Hurd, L.E. 2014. Fish diversity and species composition in small-scale artificial reefs in Amazonian floodplain lakes: Refugia for rare species? *Ecological Engineering*, 67, 165-170. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.045>.

CAPÍTULO 1

COMO SE ESTRUTURAM AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RIACHOS COSTEIROS DE ÁGUAS PRETAS DA MATA ATLÂNTICA?

RESUMO

Rios de águas pretas constituem uma importante fração dos ambientes lóticos de Mata Atlântica, apresentando características específicas como fluxo lento, águas ácidas e baixo teor de nutrientes. Todavia estes ambientes ainda são pouco conhecidos quando comparados a rios de águas claras deste bioma. O presente estudo tem como objetivo investigar os fatores-chave que organizam as assembleias de peixes em ecossistemas fluviais de águas pretas pertencentes à Mata Atlântica, localizados na Baixada Santista e Litoral Norte do Estado de São Paulo. Durante a estação de baixa pluviosidade (junho-setembro/2016), foram selecionados 14 riachos de águas pretas pertencentes a quatro sub-bacias. Os peixes foram amostrados com pesca elétrica em trechos de 100 m em cada um dos rios. Para a ordenação dos pontos amostrais com relação às variáveis ambientais foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP), indicando uma heterogeneidade nas características ambientais dos rios. Foram coletadas 20 espécies, sendo as mais abundantes *Mimagoniates microlepis* e *Hollandichthys multifasciatus*. A ANOSIM para a biomassa das espécies indicou que a sub-bacia do Guaratuba apresentou um valor superior diferindo das demais, o que foi atribuído a uma cobertura vegetal mais densa e preservada. A Análise de Correspondência Canônica (ACC) da densidade e biomassa da ictiofauna, indicou que algumas espécies como *Geophagus brasiliensis*, *Synbranchus marmoratus* e *Dormitator maculatus* apresentaram maior associação com a condutividade, o que pode estar relacionado ao fato de *D. maculatus* ser comumente observada em águas salobras. A RDA para os atributos da comunidade, indicou que a riqueza e diversidade estiveram associadas a uma maior área, vegetação ripária e fósforo total. Conclui-se que riachos de águas pretas diferem dos riachos de águas claras da Mata Atlântica, não somente devido às condições ambientais peculiares observadas nesses ecossistemas, mas principalmente por evidenciarem uma baixa riqueza e diversidade, densidade e biomassa de peixes.

Palavras chave: Ictiofauna, fatores abióticos, distribuição, mata ripária, endemismo.

1.INTRODUÇÃO

Abordagens em ecologia de ambientes de água doce visam compreender o funcionamento dos sistemas fluviais e identificar os fatores que influenciam a organização espacial e temporal das comunidades (Melles et al., 2012).

Segundo Winemiller et al. (2008), a abundância e a distribuição das espécies de peixes são determinadas pela combinação dos processos históricos, evolutivos e biogeográficos, enquanto a dimensão espacial é influenciada por fatores globais, regionais e/ou por escalas locais. Diversos estudos indicam que as variáveis abióticas podem prever a estrutura das comunidades de peixes, uma vez que esses fatores determinam as condições para a sobrevivência desses organismos (Gerhard et al., 2004; Terra et al., 2013).

O bioma Mata Atlântica é considerado um dos ecossistemas mais ricos da região Neotropical, classificado como um dos 25 *hotspots* de diversidade mundial, principalmente por possuir um nível de endemismo de 90% para alguns organismos, que é somente superado pela Amazônia (Costa et al., 2000). Segundo Abilhoa et al. (2011), este bioma abriga uma elevada riqueza de espécies de peixes, constituída por 89 gêneros e 269 espécies, das quais 70% são endêmicas. De acordo com estes autores, cerca de 50% dessas espécies é composta por indivíduos de pequeno porte, geralmente vivendo em riachos, que podem ser classificados como rios de águas claras e rios de águas pretas. Os primeiros, originam-se das escarpas da Serra do Mar e são alimentados pelas chuvas, enquanto que os rios de águas pretas são ambientes de águas ácidas, de movimento lento, que drenam as planícies aluviais de restinga (Por, 1992).

Estudos de comunidades de peixes em rios e riachos costeiros de Mata Atlântica já foram desenvolvidos, sobretudo em rios de águas claras, envolvendo diferentes aspectos tais como alimentação (Sabino & Castro, 1990; Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Esteves et al., 2008; Rolla et al., 2009; Vitule et al., 2012), estrutura e composição (Cetra et al., 2009; Silva et al., 2013; Gonçalves & Perez-Mayorsa, 2016), distribuição (Wolf & Hahn, 2017), relação entre variáveis abióticas e as assembleias de peixes (Gerhard et al., 2004; Barreila et al., 2004; Terra et al., 2013; Ferreira & Petrere-Jr, 2009; Barreila et al., 2014; Ferreira et al., 2014; Terra et al., 2016), e movimento e dinâmica de populações (Mazzoni et al., 2018).

Pouco se tem investigado as comunidades de peixes em rios de águas pretas da Mata Atlântica, com exceção de alguns estudos (Ferreira & Petrere-Jr 2009; Gonçalves & Braga, 2012; Ferreira et al., 2014; Gonçalves et al., 2018; Esteves et al., 2019, Moraes et al., 2020), que salientam a importância destes ambientes devido às suas características peculiares tais como pH ácido, alto teor de ácidos húmicos (Janzen, 1974) e fluxo lento (Esteves et al., 2019). Os ácidos húmicos conferem uma coloração escura às águas, sendo constituídos por compostos polifenólicos, conhecidos por serem tóxicos para uma variedade de organismos, devido à sua propensão para formar complexos insolúveis com proteínas (Ribereau-Gayon, 1972).

Em vista disso, a biomassa de algas, invertebrados e peixes é baixa, conforme verificado em outras regiões como no Rio Negro, na Amazônia (Gessner, 1964; Aprile & Meras, 2007; Loebens et al., 2016) e em rios da Malásia, onde a biomassa de peixes foi de apenas 0,5 g.m⁻² comparada aos 18 g.m⁻² de outros tipos de rios (Johnson, 1968). No Estado de São Paulo, os estudos em rios costeiros de águas pretas desenvolvidos por Ferreira et al. (2014) e Gonçalves & Braga (2012), indicam sobretudo a importância do pH na organização das assembleias de peixes.

Segundo Meyer (1990), devido à similaridade dos processos físicos e químicos de rios de águas pretas de diferentes regiões hidrográficas (ex. Amazônia e Mata Atlântica), pode se pressupor que as comunidades destes ambientes também possam apresentar semelhanças em determinados aspectos como distribuição, estrutura da cadeia trófica e riqueza de espécies.

Neste contexto, foram estudadas as comunidades de peixes de 14 riachos de águas pretas na região costeira do Estado de São Paulo, levantando-se as seguintes questões: (1) Como se estruturam as assembleias de peixes em riachos de águas pretas? (2) Qual é a relação entre a distribuição das espécies de peixes e os fatores abióticos? (3) Qual a influência da escala local sobre a composição e estrutura da ictiofauna?

1. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Mata Atlântica estende-se de forma contínua ao longo da costa leste brasileira, sendo considerada a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano. Sua composição é extremamente heterogênea cobrindo uma ampla gama de zonas climáticas e formações vegetacionais (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2001; Galindo-Leal & Câmara, 2003).

O presente estudo foi realizado na região costeira do Estado de São Paulo, nos municípios de Bertioga e São Sebastião, abrangendo a Unidade de Conservação “Parque Estadual das Restingas de Bertioga” (PERB), uma área privada conhecida como “Fazenda Jimbuibas” e uma área próxima à “Reserva Indígena do Rio Silveira” no município de São Sebastião (Figura 1). O PERB foi criado em 2010, possuindo 9312.32 hectares e é uma Unidade de Conservação por abrigar 97% dos remanescentes de Mata de Restinga da Baixada Santista (Guedes et al., 2006). Possui um relevante interesse ecológico devido à rica diversidade de ambientes onde se localizam as sub-bacias dos rios Itaguapé, Guaratuba e o segmento leste da sub-bacia do rio Itapanhaú, todas pertencentes à Bacia Hidrográfica da Baixada Santista (Ekos Brasil & WWF, 2008). A vegetação é constituída por Floresta Ombrófila Densa e Formações Pioneiras (Ekos Brasil & WWF, 2008). Segundo Köppen (1948) o clima da região de Bertioga é caracterizado como tropical com precipitação durante todo o ano (Af), possuindo uma temperatura média anual em torno de 24°C e pluviosidade de 3.200 mm. Os maiores valores médios de pluviosidade ocorrem em janeiro, fevereiro e março, e os menores em junho e julho, revelando um excedente hídrico o ano todo.

O município de São Sebastião possui uma área territorial de 403 km² dos quais 70% é ocupada pelo Parque Estadual da Serra do Mar, e possui clima considerado tropical úmido, com temperaturas que variam de 18° C a 31° C (Monteiro, 1973). Na região da Barra de Una, onde se localiza a sub-bacia do rio Una, as temperaturas médias registradas para o período seco do ano de 2016 (abril até setembro) foram de 18,33°C, com precipitação acumulada de 593,06 mm (Ciiagro, 2017).

Para o presente estudo, foram amostrados 14 riachos de águas pretas distribuídos em quatro sub-bacias: Itapanhaú, Itaguapé, Guaratuba e sub-bacia do Rio Una (Tabela 1). Os

critérios utilizados para a seleção dos locais de amostragem foram acessibilidade, possibilidade de utilizar a pesca elétrica, salinidade $\leq 0,05$ ppm e bom estado de conservação dos riachos.

Tabela 1: Localização dos riachos estudados nas Bacias da Baixada Santista e Litoral Norte do Estado de São Paulo. Floresta Alta de Restinga (FaR); Floresta Baixa de Restinga (FbRb); Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (FODT); Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana (FODM).

Sub-Bacias	Área da Bacia	Riachos	Códigos	Vegetação	Cordenadas Geográficas
Guaratuba	11309 ha	Peralta 1**	P1	FaR e FODT ¹	S23°44'27.1" W045°50'28.5"
		Peralta 2**	P2		S23°44'23.7" W045°50'24.6"
		Peralta 3**	P3		S23°43'47.6" W045°50'07.9"
		Peralta 4**	P4		S23°44'08.0" W045°50'18.3"
		Peralta 5**	P5		S23°44'33.0" W045°50'16.8"
		Peralta 6**	P6		S23°44'33.0" W045°50'11.8"
Itaguapé	9040 ha	Maneco Pinto*	MP	FaR, FbRb ¹	S23°46'08.2" W046°00'20.4"
		Pereque Mirin*	PM		S23°45'42.6" W045°57'11.8"
		Gumercindo*	GU		S23°45'09.9" W045°56'08.2"
Itapanhaú	14900 ha	João Pereira 1 ⁺	JP1	FaR ²	S23°47'06.6" W046°03'01.2"
		João Pereira 2 ⁺	JP2		S23°47'03.0" W046°03'03.6"
		Vila Agão ⁺	VA		S23°49'03.8" W046°07'25.3"
Una	12060 ha	Bora Bora 1 ⁺	B1	FODT, FODM ¹	S23°45'21.8" W045°48'14.6"
		Bora Bora 2 ⁺	B2		S23°45'19.4" W045°48'13.6"

*Rios localizados no Parque Estadual Restinga de Bertiooga (PERB); **Riachos localizados em área Particular; +Locais próximos à vilarejos e/ou estrada. ¹ - Ekos Brasil & WWF (2008); ² - Guedes et al. (2006). Tipos de vegetação segundo França & Rolim (2000) e Instituto Ekos Brasil (2008) (Adaptado de Esteves et al., 2019).

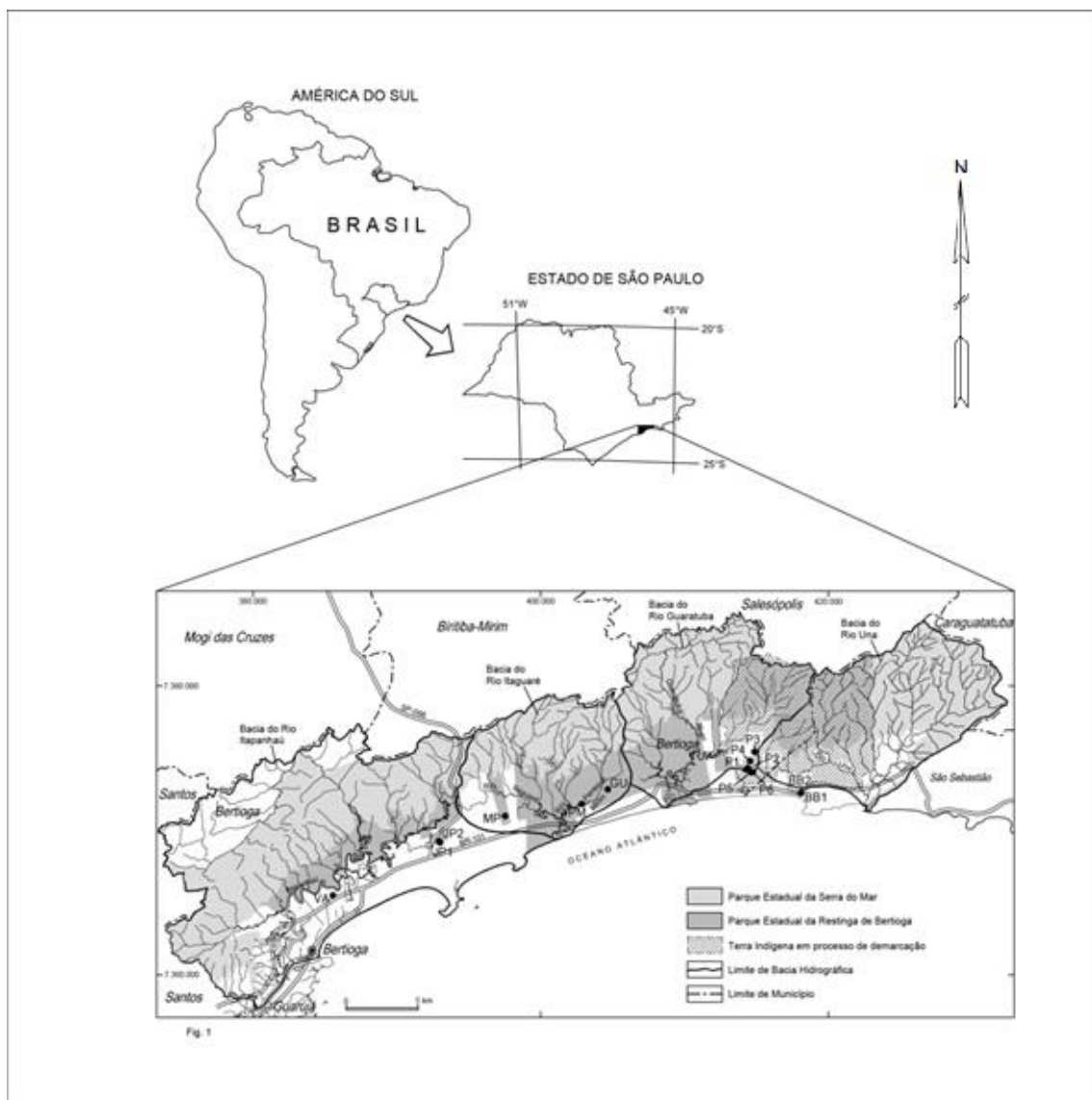


Figura 1: Localização da área de estudo na região costeira do Estado de São Paulo indicando as Bacias da Baixada Santista e Litoral Norte e a distribuição dos pontos de coleta nas sub-bacias dos rios Itapanhaú (JP1, JP2, VA), Itaguapé (MP, PM, GU), Guaratuba (P1-P6) e Una (BB1, BB2) (Adaptado de Esteves et al., 2019).

2.2. Coleta de dados

As coletas foram realizadas com a autorização do SISBIO (nº 54432-1) e do Instituto Florestal (Processo SMA: 260108 - 003.286/2016). As amostras de peixes, água e o registro das características do habitat foram obtidos durante o período de baixa precipitação, entre os meses de julho e setembro de 2016. Em cada riacho foi selecionado um trecho contínuo de 100 m de comprimento, onde foram registrados os seguintes parâmetros da água:

Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); Turbidez (NTU); Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}); pH; Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e Sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1}), utilizando-se uma sonda multiparâmetro Horiba modelo U-5000G. Além disto, foi realizada uma coleta sub-superficial da água para análise de Ferro Total (mg.L^{-1}), Fósforo Total (mg.L^{-1}), Carbono Orgânico Dissolvido (COD) (mg.L^{-1}), Carbono Orgânico Total (COT) (mg.L^{-1}). Os métodos de determinação das variáveis seguiram metodologia proposta por APHA (2012).

Para o levantamento das características morfológicas do trecho amostrado de cada riacho, foram traçados transectos a cada 20 m de comprimento ao longo de um trecho de 100 m. Em cada trecho foram registrados a largura (m), profundidade (m^2), abrigo para peixes (% algas, plantas, pedaços de madeira, folhas, raízes, matacão e estruturas artificiais) e características da Zona Ripária (% árvores, arbustos, mudas, ervas e cobertura vegetal), seguindo protocolo adaptado de Callisto et al. (2002).

Para avaliar o nível de preservação das condições ecológicas dos riachos, foi feita uma adaptação do Índice de Qualidade do Habitat proposto por Callisto et al. (2002). Consideramos 15 variáveis de um total de 18 propostas pelos autores, sendo que cada variável foi pontuada com valores entre 0 e 20. Em seguida, foi calculada a média de cada variável por trecho de 100 m, e para o cálculo do índice final, foi feita a somatória das pontuações médias de todas as variáveis por riacho.

A partir dos dados registrados em campo foi ainda calculada a área total (m^2) do trecho amostrado, e calculada a distância do mar (km) de cada ponto de coleta, utilizando-se as ferramentas de medição do Google Earth versão 7.3.

2.3. Ictiofauna

A coleta de peixes foi realizada com equipamento de pesca elétrica (Gerador Honda EUi10, CA, 1000 W), no trecho de 100m previamente delimitado. Para cada local amostrado foi empregada a metodologia das três remoções sucessivas (Zippin, 1958), resultando em um esforço de pesca constante. Os peixes obtidos foram separados em recipientes, onde foram anestesiados em solução de eugenol, fixados em solução de 10% de formalina e após 10 dias, transferidos para etanol 70%.

A identificação dos exemplares foi realizada com base em chaves de identificação de Britski (1972) e Britski et al. (1986). Além disto, foram consultados especialistas do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) e da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), onde espécimes testemunho foram depositados.

Os exemplares depositados foram *Astyanax taeniatus* (Jenyns, 1842) (ZUEC 16633), *Hollandichthys multifasciatus* (Eigenmann & Norris, 1900) (ZUEC 16629), *Hyphessobrycon griemi* Hoedeman, 1957 (ZUEC 16637), *Mimagoniates microlepis*, (Steindachner, 1877) (ZUEC 16632), *Spintherobolus broccae* Myers, 1925 (ZUEC 16636), *Characidium lanei* Travassos, 1967 (ZUEC 16630), *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 (ZUEC 16638), *Gymnotus pantherinus* (Steindachner, 1908) (ZUEC 16631), *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (ZUEC 16641), *Dormitator maculatus* (Bloch, 1792) (ZUEC 16640), *Scleromystax barbatus* (Quoy & Gaimard, 1824) (ZUEC 16635), *Acentronichthys leptos* Eigenmann & Eigenmann, 1889 (ZUEC 16628), *Cyphocharax santacatarinae* (Fernández-Yépez, 1948) (ZUEC 17004) e *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) (ZUEC 16639), *Pseudotothyris obtusa* (Miranda Ribeiro, 1911) (ZUEC 17317), *Atlantirivulus santensis* (Köhler, 1906) (ZUEC 17318), *Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758) (ZUEC 17319), *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1795) (ZUEC 17321), *Deuterodon iguape* (Eigenmann, 1907) (ZUEC 17322) e *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (ZUEC 17320).

2.4. Análise dos dados

Para ordenação dos pontos amostrais com relação às variáveis ambientais foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) no software PC-Ord 6 (McCune & Mefford, 2011). A ACP é um dos métodos mais utilizados para reduzir a multidimensionalidade de conjuntos de dados, onde cada eixo corresponde a um autovalor da matriz e representa uma porcentagem da variância explicada (Legendre & Legendre, 1998). Para esta análise foram utilizadas 17 variáveis ambientais.

Para avaliar a eficiência da amostragem foi realizada uma curva de rarefação. Foi utilizado o software Estimate's 9.1 (Colwell, 2013) com 100 randomizações para comparar as assembleias de peixes coletadas com o mesmo método de amostragem. Isto é possível visto que a riqueza esperada é padronizada para um mesmo tamanho amostral (Melo et al., 2003). A riqueza de espécies esperada para cada riacho foi também avaliada usando o estimador de

riqueza não paramétrico Chao 1 (Colwell & Coddington, 1994) que se baseia no número de espécies raras em uma amostra, como *singletons* (número de espécies representadas por um único indivíduo em uma amostra) e *doubletons* (número de espécies representadas por dois indivíduos em uma amostra) (Chao, 1987).

Com o objetivo de descrever a estrutura da comunidade de peixes nos diferentes riachos, foram calculadas as seguintes variáveis: Dominância de Simpson (λ), Diversidade de Shannon (H); Equitabilidade de Pielou (J); Densidade (ind.m^{-2}) e Biomassa (g.m^{-2}).

Para classificar as espécies de acordo com os grupos tróficos foram utilizadas as guildas tróficas descritas para cada espécie baseada na literatura (Barreto & Aranha, 2006; Oyakawa et al., 2006; Vitule et al., 2013). Posteriormente foi calculada a biomassa de cada grupo trófico por riacho amostrado.

Antes de verificar a associação entre biomassa, densidade, grupos tróficos (biomassa das espécies por riachos) e atributos da comunidade (diversidade de Shannon -H', equitabilidade de Pielou' -J, riqueza de Margalef, biomassa e densidade das espécies) com os fatores abióticos, e com o objetivo de verificar a existência de multicolinearidade, foi realizada uma correlação de Pearson no software Past versão 4.3, com o propósito de reduzir o número de variáveis a serem introduzidas no modelo. Quando duplas de variáveis com $r > 0,7$ foram detectadas, uma das variáveis foi eliminada.

Em seguida, foi realizada uma Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) no software CANOCO (versão 4.5). O resultado da DCA mostrou uma resposta de tipo linear da matriz biótica (comprimento do primeiro eixo DCA < 3 S.D.), indicando uma Análise de Redundância (RDA) como a ferramenta mais adequada para os dados dos atributos da comunidade e dos grupos tróficos. A RDA foi realizada no software PC-ORD (McCune & Mefford, 2011). Ao contrário, no caso das matrizes de densidade e biomassa das espécies, a DCA indicou uma resposta de tipo unimodal (comprimento do primeiro eixo DCA > 3 S.D.), sugerindo o uso da Análise de Correspondência Canônica (ACC), que foi realizada no software CANOCO (versão 4.5).

A similaridade da densidade e a biomassa de peixes para os 14 pontos de coleta foram analisadas através de uma NMDS, um método de arranjo bidimensional ou tridimensional que representa a associação entre amostras em uma matriz de similaridade (Clarke &

Warwick 1994) utilizando-se o software Primer 6 (Clarke & Gorley, 2001). Foi utilizada a medida de distância de Bray-Curtis, aplicada aos dados transformados em $\log(x+1)$. Para testar a hipótese de que a estrutura da comunidade dos peixes era semelhante entre sub-bacias, foi realizada uma análise não-paramétrica de similaridade (ANOSIM) no software Past (4.03). Nesse teste, o valor de R foi calculado e a probabilidade de rejeitar H0 foi calculada por 9999 permutações com um nível de significância de $p < 0,05$. O valor de R varia entre -0 e +1, e valores próximos a zero significam baixa separação entre os grupos (Clarke & Warwick 1994). Ao contrário, altos valores de R (próximo da unidade) indicam separação entre os grupos. Quando as diferenças eram significativas foi realizado um teste *a posteriori* de Bonferroni no software Past (4.03) com intuito de verificar qual sub-bacia diferia das demais.

3. RESULTADOS

3.1. Dados ambientais

Os valores das variáveis ambientais obtidos nos 14 riachos são mostrados na Tabela

2.

Tabela 2: Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão das variáveis ambientais obtidas para o período de baixa pluviosidade (junho-setembro) em 14 riachos de águas pretas da Mata Atlântica pertencentes à quatro sub-bacias na região de Bertiooga e São Sebastião, SP

Variáveis ambientais	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Temperatura (C°)	17,00	21,37	19,31	1,30
pH	3,67	6,37	4,92	1,12
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	66,00	208	104,71	36,73
Turbidez (NTU)	0,00	22,65	4,63	6,38
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1,34	10,15	5,55	2,76
Sólidos totais dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,04	0,14	0,07	0,02
Ferro total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,14	2,05	0,61	0,49
Fósforo total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,01	0,22	0,06	0,06
Carbono orgânico dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	9,88	87,10	34,92	28,92
Carbono orgânico total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	13,10	93,60	40,17	29,84
Largura (m)	1,03	5,80	2,16	1,17
Profundidade (m^2)	0,16	0,39	0,29	0,07
Índice de qualidade do habitat (%)	9,06	11,34	10,12	0,67
Abrigo para peixe (%)	8,80	13,40	11,21	1,37
Zona ripária (%)	10,00	15,40	12,76	1,45
Área (m^2)	107,85	595,10	213,52	121,21
Distância do mar (km)	0,39	3,29	2,02	0,91

A Análise de Componentes Principais realizada com 17 variáveis abióticas (Fig. 2) explicou 46% da variabilidade total nos dois primeiros eixos, sendo que no primeiro eixo (27,6%), as variáveis mais importantes foram Zona ripária, Distância do mar, Temperatura da água e Carbono Orgânico Total. Zona ripária e Distância do Mar estiveram relacionadas negativamente com as outras variáveis. Com relação ao segundo eixo (18,4%) as variáveis que mais contribuíram a sua formação foram pH, Sólidos Totais Dissolvidos, Condutividade, Fósforo total e Índice de Qualidade do Habitat. Os autovalores gerados para os dois primeiros eixos e a correlação de cada variável são apresentados na Tabela 3. As correlações superiores a 0,30 foram considerados influentes na ordenação.

Esta análise também mostra que riachos como o BB1 e BB2, pertencentes à sub-bacia do rio Una, estiveram associados a valores de Temperatura mais elevados, enquanto que os riachos da sub-bacia do Itapanhaú como JP1 e JP2 apresentaram maior relação com a Zona Ripária e Distância do mar, e os da sub-bacia do Itaguaré com valores mais elevados de pH e Fósforo total. Por outro lado, os riachos pertencentes a sub-bacia do Guaratuba, como P5 e P6, estiveram associados a maiores valores de COD e COT, enquanto que os riachos P1 e P2 apresentaram uma maior correlação com a disponibilidade de Abrigos para peixes.

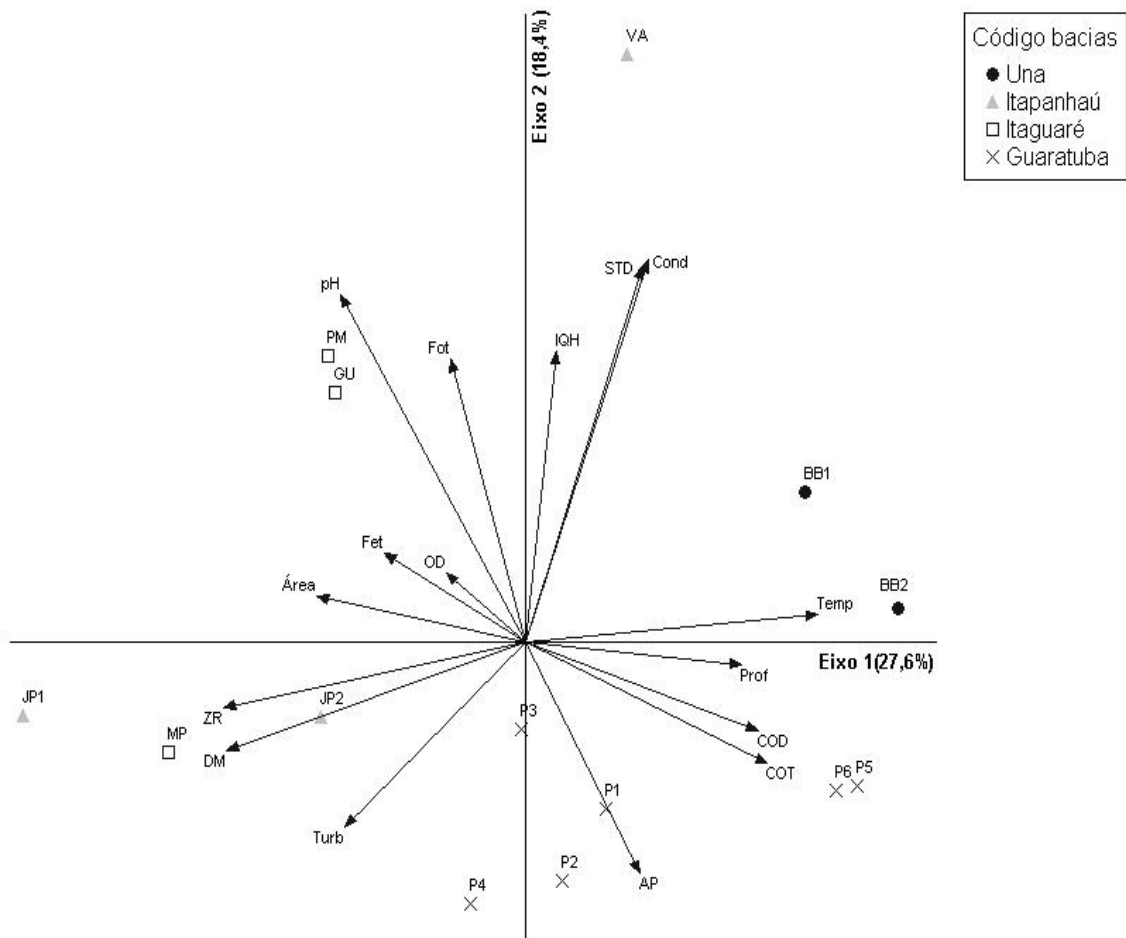


Figura 2: Análise de Componentes Principais das variáveis abióticas para o período de baixa pluviosidade (junho- setembro) em 14 riachos de águas pretas pertencentes à quatro sub-bacias na região de Bertioiga e São Sebastião, SP. Variáveis ambientais indicadas pelos vetores. Abreviações das variáveis ambientais de acordo com a Tabela 2 e dos riachos de acordo com a Tabela 1.

Tabela 3. Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) para as variáveis abióticas. Valores obtidos a partir da matriz de correlação de Pearson.

EIXOS	1	2
AutoValores	4,410	2,950
Correlação espécies - var. ambientais	27,620	18,450
Porcentagem acumulativa	27,620	46,070
Temperatura (C°)	0,370	0,030
pH	-0,230	0,410
Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	0,140	0,440
Turbidez (NTU)	-0,230	-0,210
Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})	-0,100	0,080
Sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1})	0,150	0,450
Ferro total (mg.L^{-1})	-0,180	0,100
Fósforo total (mg.L^{-1})	-0,090	0,330
Carbono orgânico dissolvido (mg.L^{-1})	0,290	-0,100
Carbono orgânico total (mg.L^{-1})	0,300	-0,140
Profundidade (m^2)	0,270	-0,020
Índice qualidade do habitat (%)	0,040	0,340
Abrigo para peixe (%)	0,140	-0,270
Zona ripária (%)	-0,380	-0,070
Área (m^2)	-0,260	0,050
Distância do mar (km)	-0,380	-0,120

3.2. Ictiofauna

Foi coletado um total de 2.187 espécimes nos 14 riachos, dos quais 641 foram capturados na sub-bacia do Una, 427 na sub-bacia do Itapanhaú, 616 na sub-bacia do Guaratuba e 503 na sub-bacia do Itaguare. Foram identificadas 20 espécies, sendo *Mimagoniates microlepis* a mais abundante, estando presente nas quatro sub-bacias. Esta espécie apresentou uma densidade média de 1,61 ind.m⁻², seguida de *Hollandichthys multifasciatus*, com densidade média de 0,25 ind.m⁻². As espécies com menor densidade foram *Cyphocharax santacatarinae*, *Hoplias malabaricus* e *Geophagus brasiliensis* com valores inferiores a 0,1 ind.m⁻² (Tabela 4).

A sub-bacia que apresentou a maior densidade média foi a do Una, com 1,21 ind.m⁻², enquanto que a maior biomassa média foi verificada na sub-bacia do Guaratuba, com

1,30 g.m⁻². Por outro lado, a sub-bacia do Itapanhaú apresentou os menores valores de densidade e biomassa respectivamente 0,49 ind.m⁻² e 0,19 g.m⁻² (Tabela 4).

Tabela 4: Densidade média, biomassa média e grupos tróficos das espécies coletadas em 14 riachos das sub-bacias do Itapanhaú, Itaguapé, Guaratuba e Una, localizadas nos municípios de Bertioxa e São Sebastião, SP.

Ordem/ Família	Espécies	Código	Grupos Tróficos	Densidade média (ind.m ⁻²)					Biomassa média (g.m ⁻²)					
				Una	Itapanhaú	Guaratuba	Itaguapé	D. média	Una	Itapanhaú	Guaratuba	Itaguapé	B. média	
Characiformes														
Characidae	<i>Astyanax taeniatus</i>	<i>Asta</i>	Onívoro ³				0,01	0,01				0,06	0,06	
	<i>Hollandichthys multifasciatus*</i>	<i>Homu</i>	Insetívoro ⁴	0,03	0,06	0,14	0,02	0,25	0,12	0,02	0,43	0,07	0,63	
	<i>Hyphessobrycon griemi*</i>	<i>Hygr</i>	Onívoro ¹²	0,02	0,00	0,02	0,02	0,07	0,01	0,00	0,01	0,00	0,02	
	<i>Mimagoniates microlepis*</i>	<i>Mimi</i>	Insetívoro ⁴	0,92	0,11	0,28	0,29	1,61	0,19	0,03	0,16	0,20	0,58	
	<i>Spintherobolus broccae*+</i>	<i>Spbr</i>	Onívoro ³		0,02	0,01	0,10	0,12		0,00	0,00	0,01	0,02	
	<i>Deuterodon iguape*</i>	<i>Deig</i>	Onívoro ⁵		0,00					0,03			0,03	
Crenuchidae	<i>Characidium lanei*</i>	<i>Chla</i>	Insetívoro ⁴	0,08	0,11	0,00	0,04	0,23	0,05	0,02	0,00	0,02	0,10	
Curimatidae	<i>Cyphocharax santacatarinae*</i>	<i>Cysa</i>	Detritívoro ⁷					0,00		0,00		0,00	0,00	
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	<i>Homa</i>	Carnívoro ⁸					0,00		0,00		0,09	0,09	
Cyprinodontiformes														
Poeciliidae	<i>Phalloceros harpagos</i>	<i>Phha</i>	Onívoro ⁵	0,03	0,16	0,00	0,04	0,24	0,00	0,02	0,00	0,01	0,03	
Rivulidae	<i>Atlantirivulus santensis*</i>	<i>Atsa</i>	Onívoro ²	0,02	0,00	0,01		0,03	0,00	0,00	0,01		0,01	
Gobiiformes														
Eleotridae	<i>Dormitator maculatus</i>	<i>Doma</i>	Onívoro ¹¹		0,00		0,11	0,11		0,00		0,05	0,05	
Gymnotiformes														
Gymnotidae	<i>Gymnotus pantherinus*</i>	<i>Gypa</i>	Onívoro ⁵	0,01		0,07	0,00	0,08	0,06		0,43	0,00	0,50	
Perciformes														
Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i>	<i>Gebr</i>	Onívoro ⁸		0,00			0,00		0,05			0,05	
Siluriformes														
Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i>	<i>Caca</i>	Onívoro ¹⁰			0,00		0,00			0,03		0,03	
	<i>Scleromystax barbatus*</i>	<i>Scba</i>	Onívoro ¹	0,02	0,00	0,01	0,02	0,05	0,05	0,01	0,01	0,05	0,12	
Heptapteridae	<i>Acentronichthys leptos*</i>	<i>Acle</i>	Insetívoro ⁴	0,09	0,00	0,07	0,01	0,17	0,15	0,00	0,08	0,01	0,24	
	<i>Rhamdia quelen</i>	<i>Rhqu</i>	Onívoro ²		0,00	0,01	0,00	0,02		0,00	0,10	0,08	0,18	
Loricariidae	<i>Pseudotothyris obtusa*</i>	<i>Psob</i>	Herbívoro ⁴		0,02	0,03	0,08	0,13		0,01	0,01	0,03	0,06	
Synbranchiformes														
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>	<i>Syma</i>	Carnívoro ⁹			0,00	0,02	0,02			0,01	0,04	0,05	
			média	1,21	0,49	0,66	0,76	3,11	0,62	0,19	1,30	0,73	0,73	2,84

¹*Espécies endêmicas da Mata Atlântica (Menezes et al., 2007); + Espécies ameaçadas de extinção (ICMBio, 2018)¹; - Esteves & Lobón-Cerviá (2001)²; - Casatti et al. (2002)³; Wolf et al. (2013)⁴; Santos (2019)⁵; Barreto & Aranha(2006)⁶; Baumgartner et al. (2012)⁷; Silva (2009)⁸; Oyakawa et al. (2006)⁹; Rocha & Hartz (2013)¹⁰; Abelha & Goulart (2004)¹¹; Contente et al. (2010)¹²

A curva de rarefação calculada para as quatro sub-bacias agrupadas evidencia uma tendência a estabilização com aproximadamente 17 espécies, indicando que a suficiência amostral para a riqueza nas quatro sub-bacias está próxima a ser atingida (Figura 3A). Quando o estimador não paramétrico de riqueza Chao 1 foi utilizado, o número esperado de espécies foi de 23 (IC_{total sub-bacias 95%}: 20,5 - 46,8), próximo ao observado (20) para as sub-bacias agrupadas.

No entanto, a análise das curvas de rarefação por sub-bacias separadamente (Figura 3B) indica que um aumento no esforço amostral ainda deve adicionar novas espécies, especialmente nas sub-bacias do Una onde foi estimada a menor riqueza: nove espécies Chao 1 (IC_{Una 95%}: 9 - 9,4). A riqueza esperada para as demais bacias com base no Chao1 foi : Itaguaré 16 espécies (IC_{Chao 1-Itaguaré 95%}: 16,3 - 41,4), e Itapanhaú 14 espécies (IC_{Chao 1-Itapanhaú 95%}: 14 - 24,6). A sub-bacia do Guaratuba foi a única que apresentou uma curva com tendência à estabilização, apresentando uma riqueza observada de 14 espécies, o que pode estar relacionado ao maior número de riachos amostrados nesta sub-bacia. O estimador não paramétrico de riqueza de espécies Chao 1 confirmou este resultado, mostrando um número esperado de 14 espécies para a sub-bacia do Guaratuba (IC_{Chao 1- Guaratuba 95%}: 14,1 - 15,1), igual ao observado para esta sub-bacia (Figura 3B).

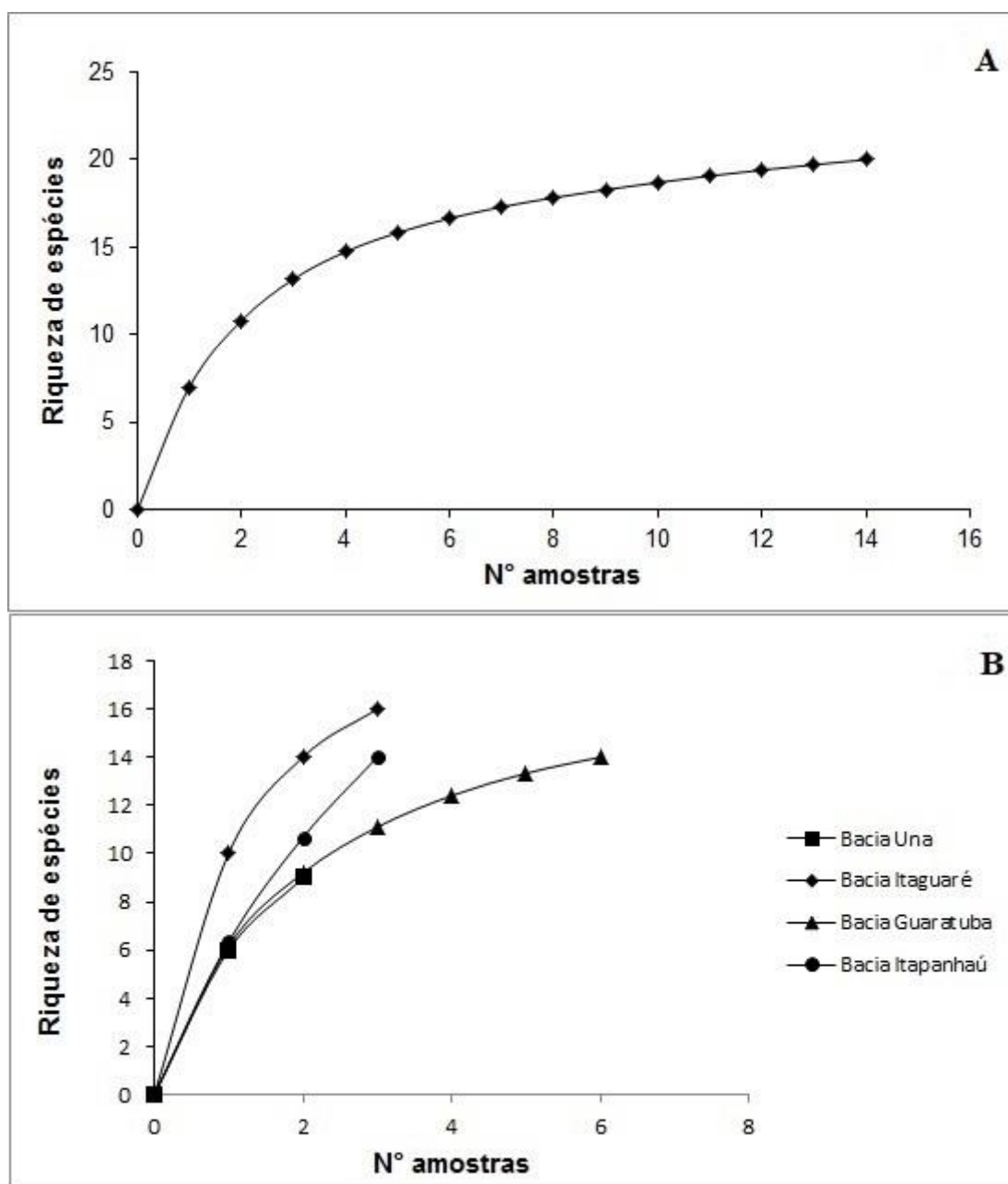


Figura 3: Curvas de rarefação por amostra da riqueza total (A) e para as quatro sub-bacias (B) localizadas nos municípios de Bertioga e São Sebastião, SP.

A NMDS indicou uma certa similaridade entre as amostras das quatro sub-bacias com base na densidade da ictiofauna. O valor de *stress* para a densidade total dos riachos foi de 0,15, o que de acordo com Clarke & Warwick (1994) indica qualidade razoável na representação dos resultados da NMDS (Figura 4). A análise de similaridade (ANOSIM) mostrou a ausência de diferenças significativas na densidade entre as diferentes sub-bacias ($R= 0,266$; $P= 0,051$).

Para a biomassa das espécies, o valor de *stress* foi 0,09, sugerindo boa qualidade na representação dos resultados da NMDS (Clarke e Warwick, 1994) (Figura 5). A ANOSIM resultou em um valor significativo ($R=0,5$; $p=0,001$), indicando que pelo menos uma das sub-bacias difere das demais em termos de biomassa. O resultado do teste *a posteriori* de comparação múltipla mostrou que as sub-bacias que diferiram entre si foram Itapanhaú x Guaratuba ($p=0,01$) e Itaguaré x Guaratuba ($p=0,02$), sendo que a sub-bacia do Una foi similar a todas as demais ($p > 0,20$).

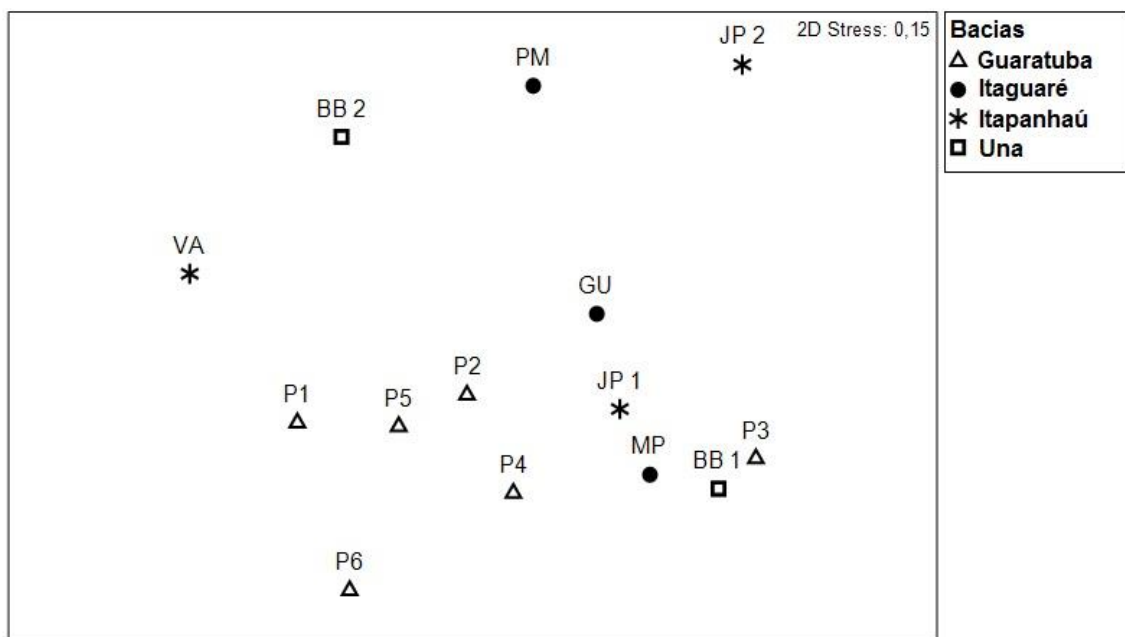


Figura 4: Gráfico bidimensional da densidade total de peixes de 14 riachos de águas pretas, mostrando a ordenação resultante do NMDS com base no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Código dos riachos: Bora Bora 1 (BB1); Bora Bora 2 (BB2); João Pereira 1 (JP1); João Pereira 2 (JP2); Vila Agaó (VA); Peralta 1 (P1); Peralta 2 (P2); Peralta 3 (P3); Peralta 4 (P4); Peralta 5 (P5); Peralta 6 (P6); Gumercindo (GU); Maneco Pinto (MP) e Perequê Mirim (PM).

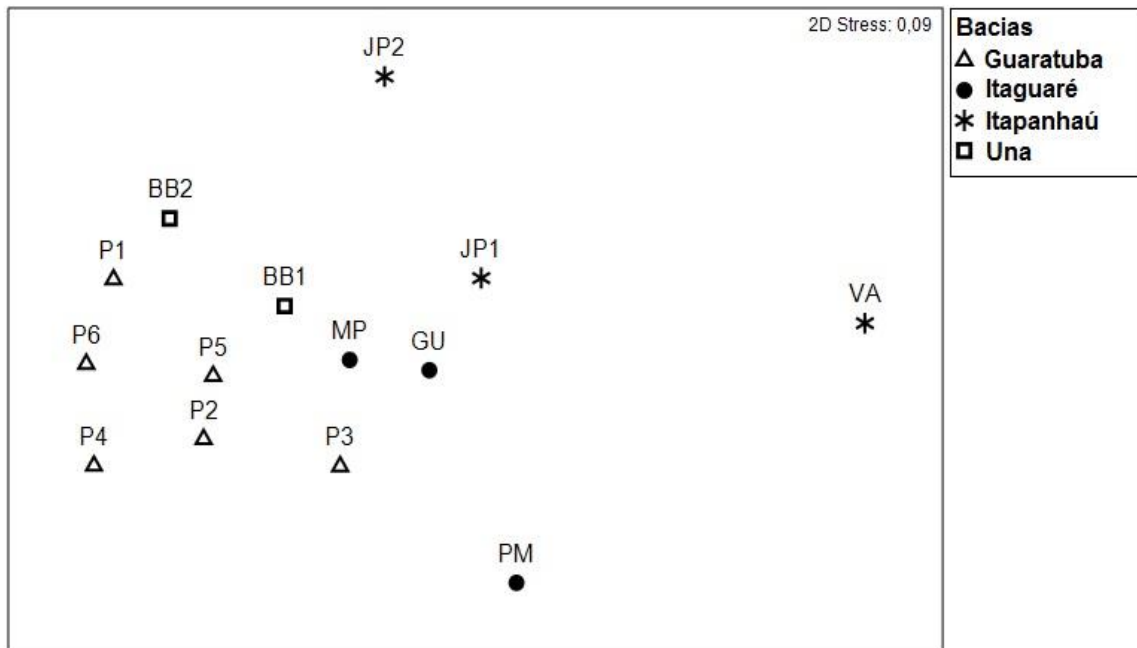


Figura 5: Gráfico bidimensional da biomassa total (g.m^{-2}) de peixes de 14 riachos de águas pretas, mostrando a ordenação resultante do NMDS com base no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Código dos riachos: Bora Bora 1 (BB1); Bora Bora 2 (BB2); João Pereira 1 (JP1); João Pereira 2 (JP2); Vila Agaó (VA); Peralta 1 (P1); Peralta 2 (P2); Peralta 3 (P3); Peralta 4 (P4); Peralta 5 (P5); Peralta 6 (P6); Gumercindo (GU); Maneco Pinto (MP) e Perequê Mirim (PM).

Os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica realizada para a densidade das espécies explicaram 48,3% da variabilidade, enquanto que para a biomassa os dois primeiros eixos explicaram 39,8% (Figura 6; Tabelas 5 e 6). Os eixos canônicos só foram significativos em relação ao primeiro eixo para a densidade das espécies ($F=0,72$; $P=0,01$).

No caso da densidade, a análise revelou que as variáveis ambientais mais importantes para a ordenação das espécies foram ferro total e pH para o primeiro eixo e condutividade para o segundo (Tabela 5). As espécies *P. harpagos* e *D. iguape* estiveram associadas ao ferro e fósforo total, enquanto que *G. brasiliensis*, *S. marmoratus* e *D. maculatus* apresentaram maior correlação com a condutividade. Algumas espécies como *C. lanei*, *S. broccae*, *C. santacatarinae*, e *A. taeniatus*, estiveram associadas a zona ripária, enquanto que *C. callichthys*, *G. pantherinus* e *A. leptos* a turbidez.

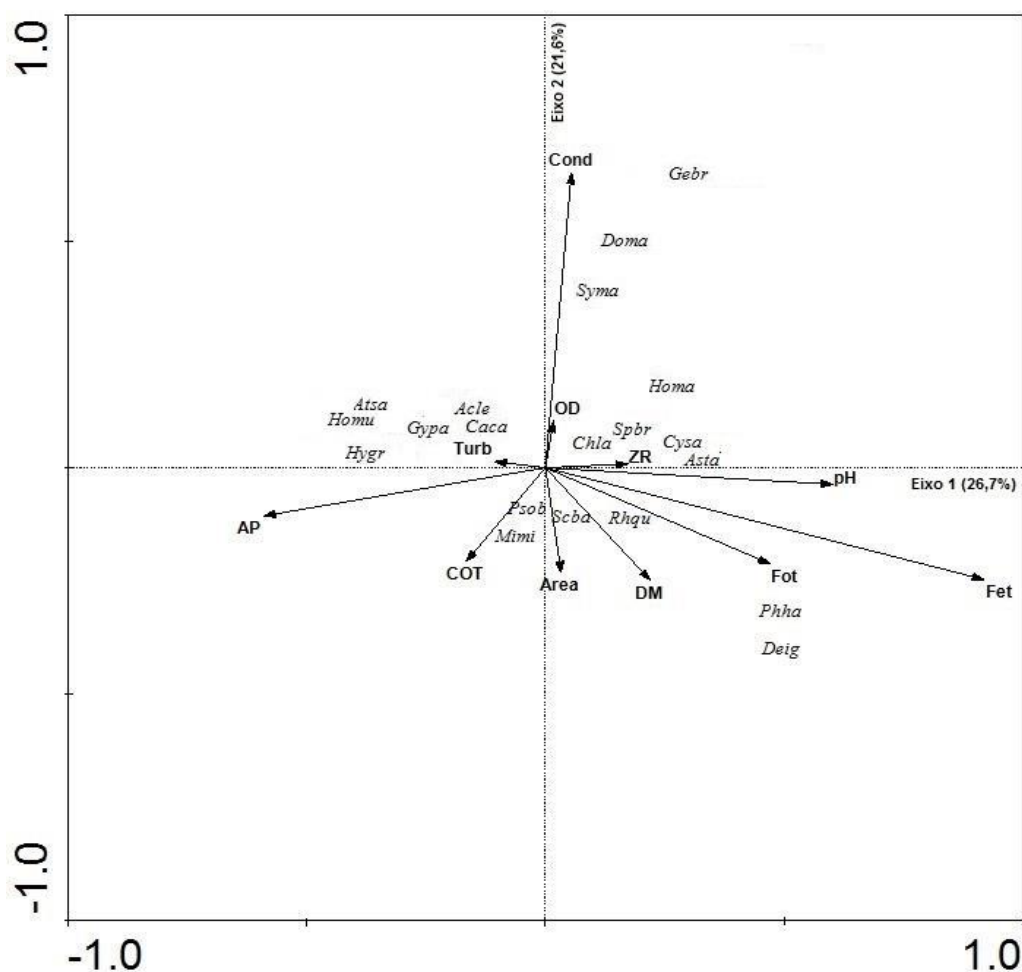


Figura 6: Análise de Correspondência Canônica (ACC) baseada na densidade das espécies. Variáveis ambientais indicadas pelos vetores. Os códigos das variáveis e das espécies encontram-se, respectivamente, nas Tabelas 2 e 4.

Tabela 5. Resultado da Análise de Correspondência Canônica (ACC) realizada para a densidade das espécies.

EIXOS	1	2
AutoValores	0.65	0.53
Correlação espécies - var. ambientais	0.99	0.98
% acumulada espécies	26.7	48.3
% acumulada espécies - var. ambientais	29.1	52.7
Ferro total	0.91	-0.24
pH	0.60	-0.03
Condutividade	0.05	0.64
Teste Monte Carlo para o primeiro eixo:		
F= 0.72 ; P=0.01		

Para a biomassa, a ACC revelou que as variáveis ambientais mais importantes para a ordenação das espécies foram condutividade e pH para o primeiro eixo e ferro total para o segundo (Figura 8 e Tabela 6). As espécies *A. taeniatus*, *H. malabaricus* e *C. santacatarinae* mostraram associação com o fósforo total. Por outro lado, algumas espécies como *C. callichthys*, *G. pantherinus*, *H. multifasciatus*, e *A. santensis* apresentaram uma maior relação com a turbidez e abrigo para peixes, enquanto que *S. barbatus*, *M. microlepis* e *C. lanei* apresentaram maior associação com a zona ripária e COT.

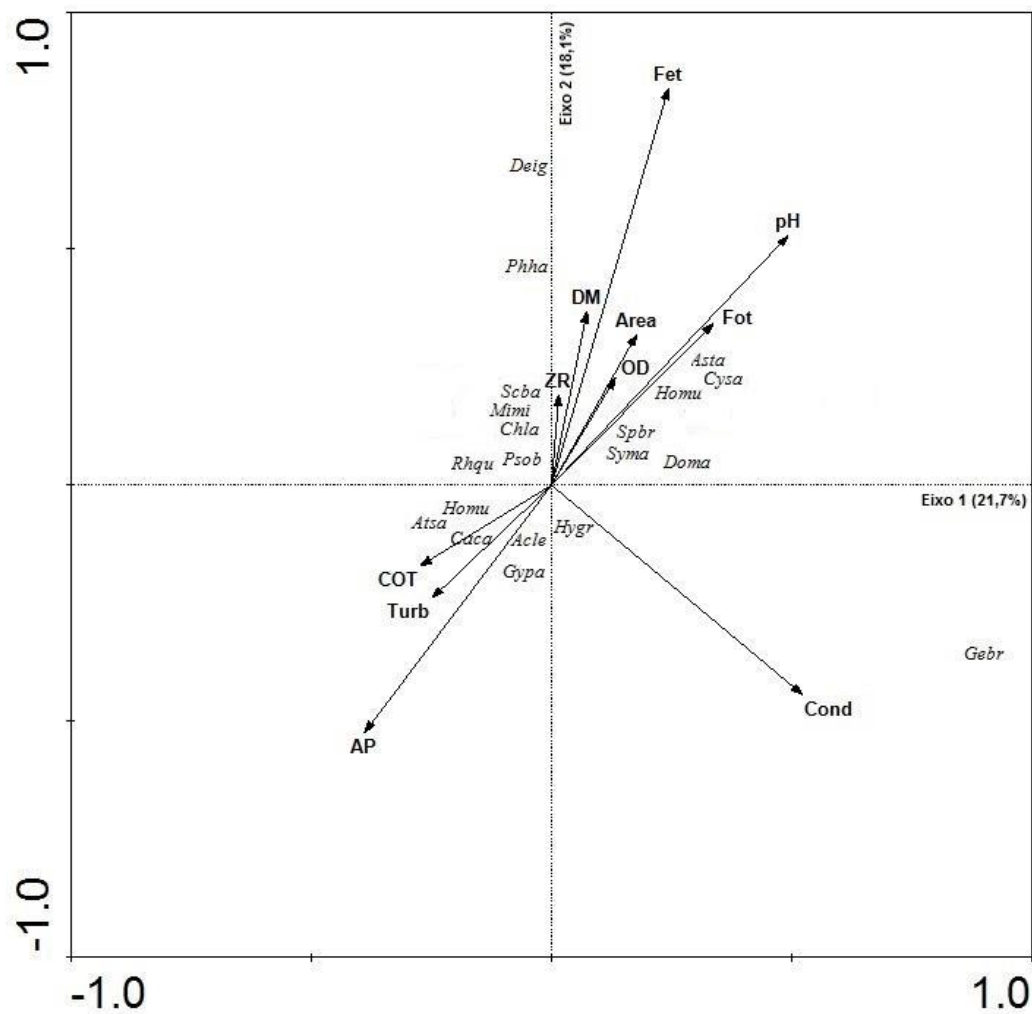


Figura 7: Análise de Correspondência Canônica (ACC) baseada na biomassa das espécies. Variáveis ambientais indicadas pelos vetores. Os códigos das variáveis e das espécies se encontram-se respectivamente nas Tabelas 2 e 4.

Tabela 6. Resultados da Análise de Correspondência Canônica (ACC) realizada para biomassa das espécies.

EIXOS	1	2
AutoValores	0.72	0.60
Correlação espécies - var. ambientais	0.93	0.97
% acumulada espécies	21.7	39.8
% acumulada espécies - var. ambientais	25.5	45.6
Condutividade	0.48	-0.43
pH	0.45	0.51
Ferro total	0.22	0.81
Teste Monte Carlo para o primeiro eixo:		
F= 0.55 ; P=0.81		

A Análise de Redundância (RDA) realizada para os atributos da comunidade explicou 62,2% da variabilidade nos dois primeiros eixos (Figura 9). Apesar desta análise não ter demonstrado significância em relação ao seu primeiro eixo canônico ($P= 0,58$), o qual foi responsável por 36,2% da variabilidade total, evidenciou que alguns atributos da comunidade estiveram correlacionados com determinadas variáveis ambientais e sub-bacias específicas. Os atributos da comunidade que mostraram maior associação com as variáveis ambientais e os riachos amostrados foram: Densidade, Biomassa e Riqueza (Margalef) (Tabela 7).

Verificou-se uma maior associação da densidade e biomassa das espécies com a presença de abrigos para peixes na sub-bacia do Guaratuba, enquanto que a riqueza de Margalef, e diversidade de Shannon estiveram associados a distância do mar, zona ripária, área e fósforo total. Por outro lado, o Índice de Pielou (equitabilidade) apresentou uma maior correlação com a área e distância do mar em dois riachos da sub-bacia do Itaguaré (Figura 8).

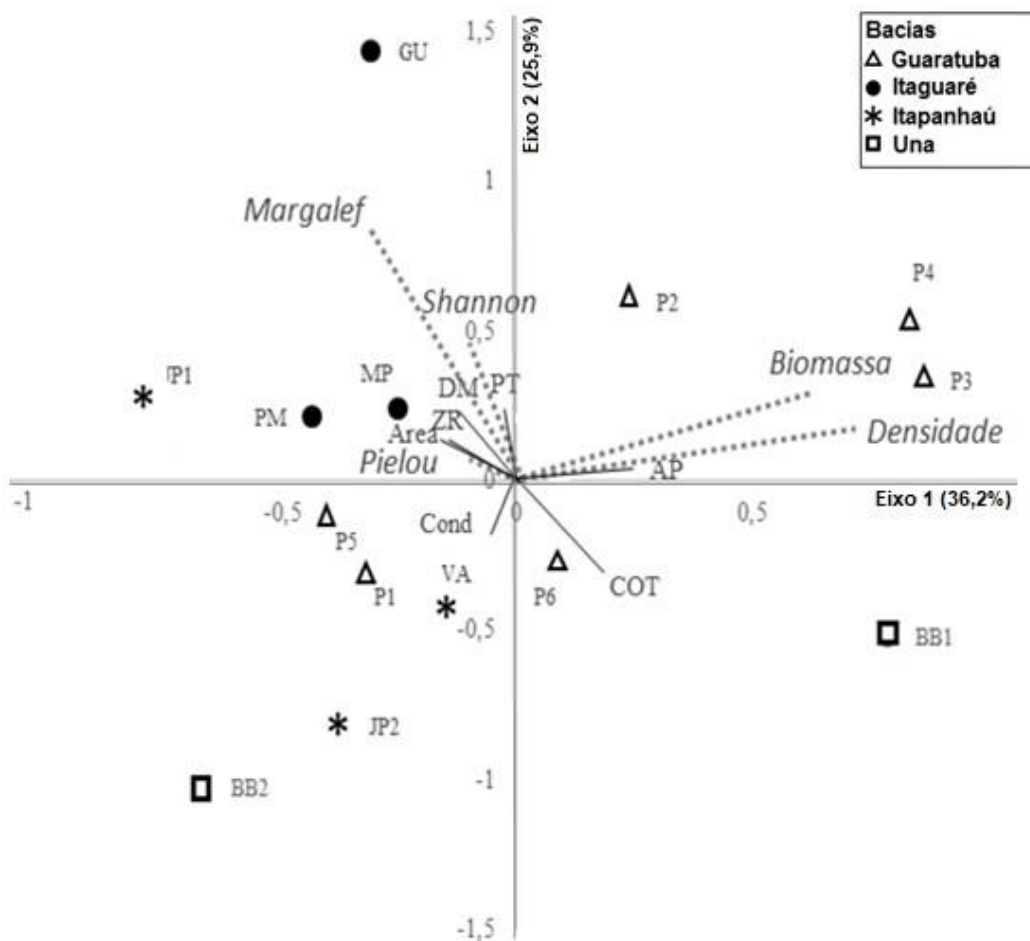


Figura 8: Análise de Redundância (RDA) baseada nos atributos da comunidade. Shannon=Diversidade de Shannon (H'); Pielou= Equitabilidade de Pielou' (J); Margalef= Riqueza de Margalef (S), densidade e biomassa em relação aos 14 riachos: P1- Peralta 1, P2 - Peralta 2, P3 - Peralta 3, P4 - Peralta 4, P5 - Peralta 5, P6 - Peralta 6, BB1 - Bora Bora 1, BB2 - Bora Bora 2, JP1 - João Pereira 1, JP2 - João Pereira 2, VA - Vila Agaó, MP - Maneco Pinto, PM - Perequê Mirim, GU- Gumercindo. Os códigos das variáveis ambientais de acordo com Tabela 2.

Tabela 7. Resultados da Análise de Redundância (RDA) realizada para os atributos da comunidade.

EIXOS	1	2
AutoValores	0.44	0.31
Correlação espécies - var. ambientais	0.98	0.84
% acumulada espécies	36.2	25.9
% acumulada espécies - var. ambientais	36.2	62.2
Densidade	0.70	0.18
Biomassa	0.62	0.29
Margalef	0.30	0.82
Shannon	0.11	0.44
Pielou	0.08	0.06
Teste Monte Carlo para o primeiro eixo:		
P= 0.29		

A ordenação dos grupos tróficos de acordo com a RDA explicou 65,4% da variabilidade nos dois primeiros eixos (Figura 9; Tabela 8). Apesar desta análise não ter demonstrado significância em relação ao seu primeiro eixo canônico ($P= 0,21$), evidenciou que alguns grupos tróficos estiveram associados a variáveis ambientais e/ou sub-bacias específicas. Foi verificada uma maior associação dos onívoros com três riachos da sub-bacias do Guaratuba (P2, P4 e P5), enquanto que os herbívoros estiveram associados à distância do mar em um riacho da sub-bacia do Itaguaré (MP). Por outro lado, os carnívoros apresentaram uma maior correlação com o pH em um riacho da sub-bacia do Guaratuba, enquanto que os insetívoros não estiveram relacionados a nenhuma sub-bacia e variável ambiental (Figura 9).

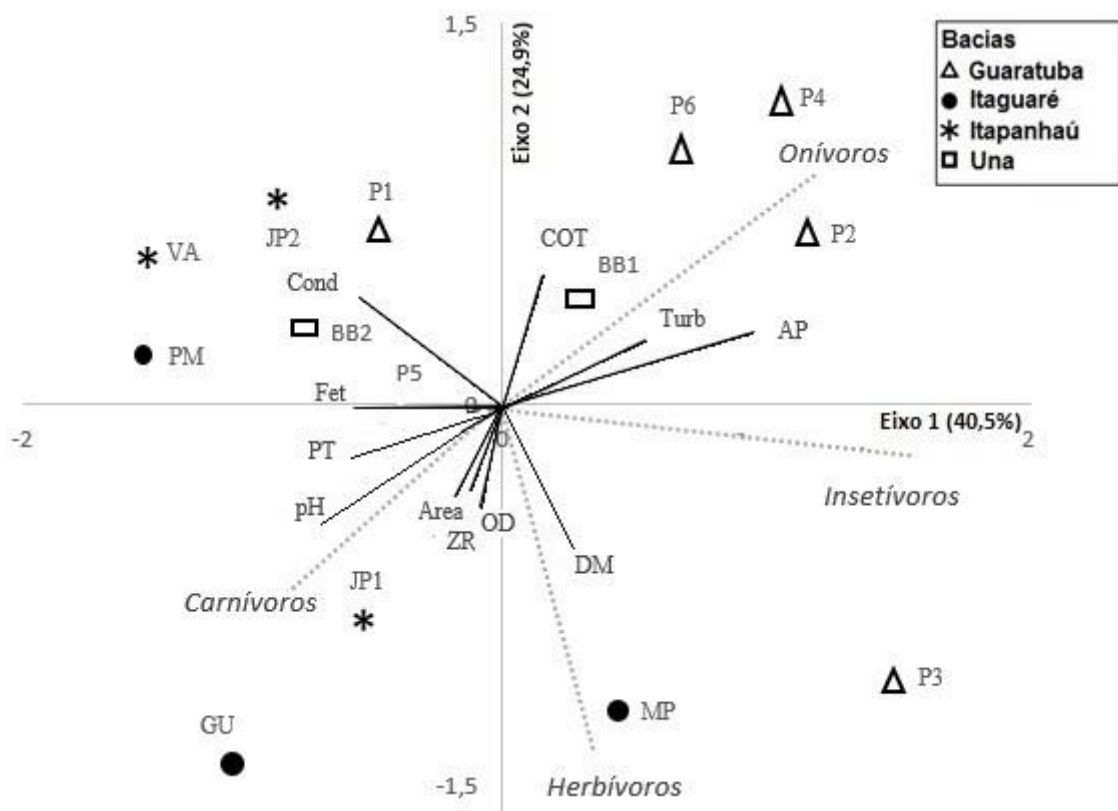


Figura 9: Análise de Redundância (RDA) baseada nos grupos tróficos de peixes de 14 riachos: P1- Peralta 1, P2 - Peralta 2, P3 - Peralta 3, P4 - Peralta 4, P5 - Peralta 5, P6 - Peralta 6, BB1 - Bora Bora 1, BB2 - Bora Bora 2, JP1 - João Pereira 1, JP2 - João Pereira 2, VA - Vila Agaó, MP - Maneco Pinto, PM - Perequê Mirim, GU- Gumercindo. Códigos das variáveis ambientais de acordo com a Tabela 2.

Tabela 8. Resultados da análise de Redundância (RDA) realizada para os grupos tróficos

EIXOS	1	2
AutoValores	1.62	0.99
Correlação espécies - var. ambientais	0.99	0.98
% acumulada espécies	40.5	24.9
% acumulada espécies - var. ambientais	40.5	65.4
Insetívoros	1.74	0.18
Onívoros	1.24	0.94
Herbívoros	0.77	2.15
Carnívoros	0.95	0.80
Teste Monte Carlo para o primeiro eixo:		
P= 0.21		

4. DISCUSSÃO

Características abióticas

Os riachos estudados apresentaram características peculiares, possuindo águas escuras e ácidas, altas concentrações de COD, COT e condutividade, e baixos valores de pH e oxigênio dissolvido, como já verificado em outros rios de águas pretas da Mata Atlântica (Ferreira & Petrere-Jr, 2009; Gonçalves & Braga, 2012; Ferreira et al., 2014; Esteves et al., 2019), bem como no Rio Negro na Amazônia (Thurman, 1985; Wolfgang et al., 2015; Duarte et al., 2016; Loebens et al., 2016). Os rios estudados diferem bastante dos rios de águas claras de Mata Atlântica, que possuem valores mais elevados de pH (6,3), mais baixos de ferro total (0,09 mg.L⁻¹), além de baixos valores de COD (1-19mg.L⁻¹), COT (12-15mg.L⁻¹) e condutividade (21,5 µS.cm⁻¹) (Vieira & Esteves, 2002; Goveira & Rocha, 2011; Terra et al., 2015; Wolf & Hahn, 2017).

A heterogeneidade das condições ambientais verificadas entre os riachos estudados, pode estar relacionada a diversos fatores como amostragem no período de menor pluviosidade, posição na bacia e densidade da vegetação ripária. Grande amplitude de variação dos parâmetros limnológicos também foi verificada durante o período de seca por Darwich et al. (2005) em riachos de águas pretas da Amazônia. De acordo com a ACP, a densidade da vegetação ripária também variou entre riachos, conforme verificado para aqueles pertencentes à sub-bacia do Itapanhaú, que apresentaram maior relação com a vegetação ripária, o que poderia explicar os menores valores de temperatura e condutividade verificados nestes locais. Caetano & Jané (2018) em riachos do Paranapanema também verificaram que menores valores de condutividade estiveram associados a uma maior densidade da vegetação ripária.

Além disto, os riachos estudados localizam-se em diferentes pontos em uma região entre ambientes marinho-costeiros, representados pela restinga e a Serra do Mar, como exemplificado pelo Parque Estadual das Restingas de Bertioga (PERB), que se estende em uma estreita faixa litorânea de aproximadamente 25 km, com 6 km desde a praia até o sopé da Serra do Mar (Banzato et al., 2012). Considerando-se que os principais componentes do COD são os ácidos húmicos (Duarte et al., 2016), que de acordo com Janzen (1974) têm origem nos produtos químicos secundários da vegetação da restinga, pode-se supor que os riachos

mais próximos ao mar como os da sub-bacia do Guaratuba e Una tenham drenado uma maior área desta vegetação, o que explicaria os maiores valores de COD e COT verificados.

Composição de espécies

O presente estudo mostrou o predomínio das Ordens Characiformes (45%) e Siluriformes (25%), refletindo um padrão comum encontrado em riachos neotropicais (Sabino & Zuanon, 1998). Dos 2.187 espécimes coletados, *Mimagoniates microlepis* e *Hollandichthys multifasciatus* foram as espécies mais abundantes. De fato *M. microlepis* é frequentemente citada entre as espécies mais abundantes em riachos de águas pretas do litoral sul do Estado de São Paulo (Gonçalves & Braga, 2012; Esteves et al., 2019), sendo uma espécie típica de riachos florestados, que se alimenta basicamente dos insetos provenientes da mata ripária (Mazzoni & Iglesias, 2002). Já *H. multifasciatus* é uma espécie comumente encontrada em riachos costeiros de águas claras e pretas da Mata Atlântica (Ferreira, 2014, Gonçalves & Braga, 2012; Esteves et al., 2019), também estando relacionada a ambientes que apresentam uma cobertura vegetal densa e preservada (Menezes et al., 2007).

O número de espécies registradas neste estudo (20) foi superior ao obtido por Gonçalves & Braga (2012) em um riacho de águas pretas da Estação Ecológica de Juréia-Itatins-SP (12 espécies), o que poderia estar relacionado ao menor esforço amostral, uma vez que os autores amostraram apenas um riacho de águas pretas. Todavia foi semelhante ao obtido por Ferreira (2007) em apenas dois riachos de águas pretas da Bacia do Rio Itanhaém (21).

Comparando-se o número de espécies obtido com rios de águas claras da Mata Atlântica, verifica-se que estes apresentam maior riqueza, conforme verificado por Gerhard et al. (2004) em 11 riachos localizados na bacia do Alto Ribeira - SP (35 espécies), e Guimarães et al. (2010), que obtiveram 33 espécies em 5 riachos costeiros pertencentes a microbacia do Rio Pinto - PR. Situação semelhante também é relatada para riachos da Amazônia, onde maior riqueza de espécies em riachos de águas claras em relação ao de águas pretas tem sido um padrão comumente observado (Goch, 2007; Kemeses & Forsberg, 2014).

O fato dos riachos de restinga serem caracterizados por apresentarem baixos teores de OD e uma elevada acidez possivelmente explica a menor riqueza de peixes quando comparada a riachos de águas claras da Mata Atlântica. Aparentemente estas condições

restringem a ocorrência de muitas espécies, permitindo a sobrevivência daquelas que apresentam adaptações fisiológicas e comportamentais para lidar com os baixos níveis de pH, o que permite a sobrevivência sob condições adversas (Allan, 1995; Schmidt-Nielsen, 2002). De fato, algumas espécies verificadas neste estudo, tais como *Callichthys callichthys* e *Scleromystax barbatus* apresentam uma ampla tolerância à hipóxia, realizando trocas gasosas pela superfície intestinal, enquanto que *Synbranchus marmoratus* utiliza as brânquias para respiração aérea (Schmidt-Nielsen, 2002). Já *Mimagoniates microlepis* e *Hollandichthys multifasciatus* apresentam inseminação interna, um comportamento atípico, que protege os óvulos e espermatozoides de águas ácidas (Menezes et al., 2007).

Outro fator importante a se considerar, é que cerca de 60% das espécies verificadas no presente estudo são endêmicas de rios e riachos da Mata Atlântica (Menezes et al., 2007), e podem ser consideradas mais suscetíveis e vulneráveis aos impactos ambientais (Nogueira et al., 2010), principalmente devido à distribuição restrita dos indivíduos. Além disto, foi registrada a presença de *Spintherobolus broccae*, uma espécie endêmica do bioma Atlântico, típica de riachos de planície de águas escuras e ácidas em áreas de restinga (Menezes et al., 2007), atualmente considerada como ameaçada de extinção no Estado de São Paulo (ICMBio, 2018).

Estrutura da comunidade

As curvas de rarefação indicaram um esforço amostral efetivo apenas para a sub-bacia do Guaratuba, o que parece estar relacionado ao maior número de riachos amostrados nesta região. Além disto, nestes riachos também foi verificada maior disponibilidade de abrigos para peixes, uma das métricas avaliadas pelo Índice de Qualidade de Habitat. Resultados semelhantes foram obtidos por Iwasaki et al. (2012) em 72 rios de diferentes países, onde a riqueza de peixes foi superior em rios que apresentaram uma maior quantidade de abrigos para peixes. No entanto, para as demais sub-bacias as curvas de rarefação não se estabilizaram, o que pode estar relacionado a diversos fatores tais como menor número de riachos amostrados, a limitação do método de amostragem e/ou pelo fato de as amostragens terem sido realizadas apenas na época de menor pluviosidade. Apesar de alguns estudos sugerirem que a pesca elétrica é um método de amostragem eficiente para análise quantitativa de populações de peixes em riachos (Mazzoni et al., 2000; Ferreira & Casatti, 2006) alguns fatores como a condutividade elétrica e profundidade do local podem

afetar a sua eficiência (Zalewski & Cowx 1990). Considerando também que as amostragens foram realizadas no período de baixa pluviosidade, é possível que em outras épocas do ano como no período chuvoso, novas espécies poderiam ser adicionadas devido a processos de migração e/ou arraste espécies. Este processo é comumente observado (Ward et al., 1999) devido ao maior volume dos corpos d'água e maior conectividade entre ambientes nesta época, o que também poderia influenciar a eficiência amostral.

A densidade e biomassa médias para as quatro sub-bacias variaram entre 3,11 ind.m⁻² e 2,84 g.m⁻² respectivamente, sendo estes valores inferiores a outros estudos realizados em riachos de Mata Atlântica. Mazzoni & Lobón-Cerviá (2000) verificaram uma densidade média de 34,9 ind.m⁻² em um riacho que drena a vertente ocidental da Serra do Mar no Estado do Rio de Janeiro, enquanto que Santos et al. (2011) verificaram uma densidade média de 14 ind.m⁻² em três rios da região montanhosa da Serra do Mar. Na Amazônia, a densidade verificada por Henderson & Walker (1990) em bancos de folhiço em um riacho de águas pretas também foi superior ao obtido neste estudo, com valores de 92 ind.m⁻², o mesmo ocorrendo com a biomassa média (23,8 g.m⁻²) observada em sete trechos de um rio de águas pretas da Amazônia por Costa & Freitas (2011).

As diferenças dos valores de densidade e biomassa observados neste estudo em relação a outros riachos poderiam ser explicadas por alguns fatores como as elevadas concentrações de COD, que quando em altos teores, reduzem a produtividade e a disponibilidade de recursos, através da limitação de luz e de habitats (Craig et al., 2015). De fato, estudos mostram que altos teores de COD possuem um efeito negativo sobre a produção e abundância de peixes devido à baixa disponibilidade de recursos basais, como verificado por Karlsson et al. (2009) e Finstad et al. (2014) em lagos da Escandinávia. Outro fator a ser considerado, são os baixos valores de fósforo total (0,06 mg.L⁻¹) verificados, inferiores aos obtidos por Castro et al. (2008) em um rio de águas pretas da Amazônia (0,45 mg.L⁻¹). Segundo Fittkau (1967), baixos teores de fósforo limitam a produção primária, influenciando o crescimento e a produtividade dos peixes.

Além disso, o pH ácido e a condutividade são variáveis que também podem influenciar a ocorrência de muitas espécies em um ambiente, conforme verificado por Ferreira et al. (2014) em riachos de águas pretas da bacia do rio Itanhaém, onde o baixo valor do pH foi um dos principais fatores que restringiu a distribuição de algumas espécies abundantes (Allan, 2007). Já Felipe & Suárez (2010), em riachos da bacia do Alto Rio Paraná,

verificaram que altos valores de condutividade elétrica podem limitar a riqueza e diversidade de peixes, sobretudo pelo aumento de espécies tolerantes a locais com uma maior concentração de íons e sais na água.

Com relação aos atributos da comunidade, a RDA indicou que estes variaram entre bacias e entre riachos da mesma bacia, o que aparentemente está relacionado a fatores como posição do trecho amostrado e densidade da vegetação. Assim, riachos que apresentaram uma maior disponibilidade de abrigos para peixes como P3 e P4 (sub-bacia do Guaratuba) apresentaram uma maior densidade e biomassa de peixes, enquanto que outros como MP e PM (sub-bacia do Itaguaré), estiveram associados a uma maior área e zona ripária.

De fato, a disponibilidade de abrigos tem sido considerada um fator importante na estruturação de comunidades de peixes de riachos (Rakocinski, 1988), proporcionando proteção contra predadores aquáticos e terrestres, devido principalmente à redução da luminosidade que torna os peixes menos visíveis aos predadores (Helfman, 1981). Além disto, estes locais podem proporcionar uma maior variedade de itens alimentares como maior densidade e diversidade de insetos aquáticos (Willis, 2005). Estas observações são corroboradas por Esteves et al. (2019) que, verificaram nos mesmos riachos deste estudo uma maior biomassa e densidade de peixes em substratos de folhiço, bem como por Henderson & Walker (1990) que verificaram uma elevada biomassa de peixes associada a bancos de folhas em rios de águas pretas da Amazônia.

Por outro lado, a RDA mostrou que a riqueza e diversidade, sobretudo de riachos da Bacia do Itaguaré estiveram associadas à uma maior distância do mar, área, densidade de zona ripária e fósforo total. De fato, a literatura indica que o número de espécies tende a aumentar continuamente com a área, principalmente devido ao aumento da heterogeneidade de microhabitats, proporcionando o acréscimo de nichos e recursos, o que favoreceria uma maior diversidade das espécies (Begon, 2006; Schilling & Batista, 2008). Embora seja considerado que o número de espécies aumenta longitudinalmente, aparentemente em riachos de planície como os estudados, esta situação assemelha-se ao encontrado para rios da África Ocidental, onde foi verificado que trechos médios de rios apresentavam a maior diversidade (Winemiller et al., 2008). Tal fato foi atribuído à uma maior variedade de ambientes fundos e de corredeiras nestes trechos, enquanto que trechos mais próximos a foz geralmente apresentavam influência de águas salobras, evidenciando

uma comunidade de peixes mais específica e menos diversa. É sabido também que a vegetação ripária influencia positivamente a riqueza e diversidade da ictiofauna (Zeni & Casatti, 2014), principalmente por fornecer uma ampla variedade de recursos e alimentos de origem alóctone, contribuindo também com uma maior disponibilidade de nutrientes (Casatti, 2015).

O presente estudo também indicou uma similaridade da densidade da ictiofauna entre bacias conforme evidenciado pela NMDS, o que pode estar relacionado ao fato das mesmas estarem localizadas em áreas próximas, a despeito de algumas diferenças nas características abióticas. Segundo Lowe McConnell (1987), o conjunto das características ambientais de um habitat pode influenciar a composição da ictiofauna, sugerindo que habitats similares apresentam um padrão mais homogêneo de espécies, o que explicaria esta similaridade entre sub-bacias. Todavia, a biomassa das espécies foi superior na sub-bacia do Guaratuba, o que pode estar relacionado ao fato dos riachos amostrados estarem localizados em uma área de Floresta Alta de Restinga Seca bastante densa e preservada (Ekos Brasil & WWF, 2008), constituída predominantemente de vegetação arbórea localizada em solos bem drenados e com maior quantidade de nutrientes (SIGAM, 2020). Assim, a presença desta vegetação deve subsidiar uma ampla variedade de recursos e itens alimentares, estando de acordo com a ideia de que locais que apresentam uma maior cobertura vegetal estão geralmente associados com uma maior biomassa das espécies (Castro et al., 2003; Felden, 2019; Lo et al., 2020).

Em relação a ocorrência das espécies, as ACCs de densidade e biomassa indicaram que algumas espécies estiveram associadas a variáveis ambientais específicas tais como condutividade, turbidez e zona ripária, o que pode estar relacionado com as preferências ambientais de cada espécie. Foi verificado que a densidade de *G. brasiliensis*, *S. marmoratus* e *D. maculatus* esteve associada com a condutividade da água, o que também foi encontrado por Agostinho (1997) e Gomiero & Braga (2008), que observaram que *G. brasiliensis* e *S. marmoratus* geralmente estão associadas a regiões de lodo e areia, locais onde possivelmente há uma maior disponibilidade de matéria orgânica. Na Amazônia, Monteiro et al. (2014) verificaram que em um riacho de águas pretas o aumento da condutividade estava fortemente relacionado aos teores de COD, que por sua vez se origina principalmente da decomposição de plantas e animais e seus produtos de excreção (Esteves, 1998). Além disso, *D. maculatus* é uma espécie comumente observada em águas salobras

(Nelson, 2006), o que poderia indicar uma maior adaptabilidade a locais que apresentam altos teores de íons e sais, permitindo sua sobrevivência em locais com condutividade mais elevada.

Já *C. callichthys*, *A. leptos*, e *G. pantherinus* estiveram presentes em locais com maior turbidez, conforme também verificado por Barbieri & Barbieri (1984), Thomaz e Peres (2012) e Barreto & Aranha (2005) em ambientes de águas turvas e fundo lodoso em rios e riachos da Mata Atlântica. *Callichthys callichthys* apresenta alta tolerância a hipóxia (Graham, 2011) e *G. pantherinus* é comumente encontrada em locais próximos a vegetação marginal (Baroni, 2010), enquanto que *A. leptos* é geralmente observada próxima a fundo de areia e/ou vegetação submersa (Soares et al., 2019). Isto evidencia uma maior tolerância destas espécies a ambientes com baixa luminosidade e maior turbidez, o que pode ser explicado pelo fato destas espécies não dependerem diretamente da visão para sobreviver (Cramptons & Albert, 2006).

Por outro lado, a ACC para biomassa mostrou que *M. microlepis*, *S. barbatus* e *C. lanei* estiveram associadas à zona ripária, o que pode ser explicado pelos hábitos alimentares característicos dessas espécies, que têm sido associados à vegetação marginal em rios de Mata Atlântica (Guimarães, 2009; Menezes & Weitzman, 2009; Ferreira, 2009; Silva, 2009). Segundo Mazzoni & Iglesias-Rios (2002) e Silva (2009), *M. microlepis* se alimenta preferencialmente de insetos aquáticos e terrestres e *C. lanei*, apresenta uma tendência a larvofagia, enquanto que *S. barbatus* possui uma dieta baseada em insetos, larvas e alguns itens vegetais (Sabino, 2000; Wolf et al., 2013).

A RDA para os grupos tróficos evidenciou uma associação dos onívoros com os riachos da sub-bacia do Guaratuba, que se caracterizam por estarem inseridos em uma ampla área de Floresta Alta de Restinga Seca bastante densa e preservada (Ekos Brasil & WWF, 2008). Este grupo trófico apresentou uma predominância de lambaris (*A. taeniatus*, *H. griemi*, *S. broccae* e *D. iguape*), que são conhecidos por apresentarem uma dieta baseada em insetos, larvas de insetos, folhas e frutos (Barreto & Aranha, 2006; Oyakawa et al., 2006; Silva, 2009), indicando uma grande dependência dessas espécies da vegetação ripária.

Por outro lado, os herbívoros constituídos por apenas uma espécie (*P. obtusa*), estiveram associados a locais com uma maior distância do mar. Segundo Takeuti et al. (1999) e Fogaça et al. (2003), esta espécie é geralmente observada em locais constituídos por

rochas, troncos e galhos, sobretudo por possuir o hábito de raspar a vegetação que se desenvolvem sobre essas estruturas. Esta ocorrência poderia estar relacionada ao fato de que trechos mais distantes do mar apresentam uma maior heterogeneidade de microhabitats, conforme também verificado por Winemiller (2008) em rios de planícies na África Ocidental. Deste modo, pode-se supor que as características abióticas presente em um ecossistema fluvial influenciam direta e indiretamente a composição e estrutura das assembleias de peixes.

Assim, de acordo com este trabalho, verificou-se que as características ambientais dos riachos estudados variam entre si e entre sub-bacias, influenciando diretamente a estrutura da ictiofauna local, mostrando a importância das variáveis abióticas sobre a organização das comunidades de peixes de riachos de águas pretas da Mata Atlântica.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Conclui-se que riachos de águas pretas diferem dos riachos de águas claras da Mata Atlântica, não somente devido as condições ambientais peculiares observadas nesses ecossistemas, mas principalmente por esses ambientes evidenciarem uma baixa riqueza e diversidade, densidade e biomassa de peixes.
- Verificou-se a importância da zona ripária e da área amostrada para a riqueza e diversidade das espécies, que contribuem com uma maior heterogeneidade ambiental, bem como para o subsídio de recursos alóctones.
- Foi verificada a importância do COD, fósforo total e abrigo para peixes, que apresentaram uma relação com a densidade e biomassa dos peixes, e que aparentemente estão relacionados à maior disponibilidade de alimento, que proporciona condições favoráveis para a transferência de energia e produção.
- Os onívoros apresentaram uma maior ocorrência em riachos com uma vegetação densa e preservada, indicando uma grande dependência desse grupo trófico com a vegetação ripária.
- Cerca de 60% das espécies verificadas neste estudo são endêmicas de rios e riachos do bioma Mata Atlântica. Foi registrada uma espécie ameaçada de extinção no Estado de São Paulo (*Spintherobolus broccae*), demonstrando a relevância de se estudar e conservar riachos de águas pretas.
- Os dados obtidos neste estudo contribuem para o maior conhecimento sobre a distribuição das espécies de peixes de riachos da região costeira do Estado de São Paulo, contribuindo para subsidiar estratégias de conservação para a região de restinga, considerada uma área de grande relevância biológica.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M.C.F.; Goulart, E. 2004. Oportunismo trófico em *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Science*, 26(1), 37-45. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v26i1.1657>.
- Abilhoa, V.; Braga, R.R.; Bornatowski, H.; Vitule, J.R.S. 2011. Fishes of the Atlantic rain forest streams: ecological patterns and conservation. In: Grilo, O & Verona, G (Eds) *Changing diversity in changing environment*. p. 259-282. <https://doi.org/10.5772/50570>.
- Agostinho, A. A.; Bini, L.; Gomes, L. C. 1997. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. 97-111. In: A.A. Agostinho.; L.C. Gomes (ed.), *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá: EDUEM, 387p.
- Allan, J.D. 2007. *Stream Ecology: structure and function of running waters*. Dordrecht, Springer: Springer Netherlands, 2007. 436 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), WEF (Water Environment Federation), 2012. *Standard methods for the examination of water and freshwater*. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation 22° edition.
- Aprile, F.M.; Mera, O.A.S. 2007. Fitoplâncton e Fitoperifíton de um rio de águas pretas da Amazônia periférica do Norte, Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 11, 1-14. doi.org/10.14210/2510057-14.
- Banzato, B.D.M.; Favero, J.; Arouca, J.; Carbonari, J. 2012. Análise ambiental de unidades de conservação através dos métodos SWOT e GUT: O caso do Parque Estadual Restinga de Bertiooga. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental*, 1(6), 38-49. Disponível em: 15 agosto, 2020 <http://revista.gvaa.com.br>
- Barbieri, M.C.; Barbieri, G. 1984 Reprodução de *Gymnotus carapo* (Linnaeus, 1758) na Represa do Lobo (SP). Morfologia e histologia de testículo. *Variação sazonal (Pisces, Gymnotidae)*. *Revista Brasileira de Biologia*, 44(2):141-148.
- Baroni, S., 2010. *Estudos moleculares em Gymnotus pantherinus (Gymnotiformes, Gymnotidae): uma abordagem Sistemática e Filogenética*. São Paulo. 141f. (Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Biologia/Genética, USP). https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41131/tde-13052011.145218/publico/SBaroni_simplificada.pdf.
- Barrella, W. 2014. Fishes of the southeastern Brazil Atlantic Forest. *Environmental Biology of Fishes*, 12(97), 1367-1376. <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0226-y>.
- Barreto, A.P.; Aranha, J.M.R. 2005. Assembleia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). *Acta Biological Science*, 2(27), 153-160. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v27i2.1326>.

- Baumgartner, G.; Pavanelli, C.S.; Baumgartner, D.; Bifi, A.G.; Debona, T.; Frana, V.A. 2012. Peixes do baixo rio Iguaçu. Maringá: Eduem, Characiformes, 57-100p.
- Begon, M.; Townsend, C.R.; Harper, J.L. 2006. Ecology: from individuals to ecosystems. Malden, Ma: 4Th Ed, 738 p.
- Britski, H.A.; S, Sato.; ROSA, A. B. S.1986. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para peixes da Bacia do Rio São Francisco). 2ª ed. Brasília: CODEVASF, 115p.
- Britski, H.A. 1972. Peixes de água doce do estado de São Paulo: sistemática. p.79-108. In: Comissão Inter Estadual da Bacia Paraná-Uruguaí. Poluição e Piscicultura. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública da USP, Instituto de Pesca, 108p.
- Britski, H.A.; Sato, Y.; Rosa, A.B.S. 1986. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco). Brasília, CODEVASF, 2ª ed, 115p.
- Buckup, P.A.; Menezes, N.A.; Ghazzi, M. S. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. São Paulo: Museu Nacional, 23,195 p.
- Caetano, D.L.F.; Jané, D.R. 2018. Weight-Length and relative condition factor of *Bryconamericus iheringii* in streams of the Paranapanema river, Brazil. Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá (PR), 11(3), 825-841. <https://doi.org/10.1590/S0104-64972015002308>.
- Callisto, M.; Ferreira, W.R.; Moreno, P.; Goulart, M.; Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats e, atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). Acta Limnologica Brasiliensia, 14(1), 91-98. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/320258459>.
- Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. Biota neotropical, 2(2). Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002>.
- Casatti, L.; Teresa, F.B.; Zeni, J.O.; Ribeiro, M.D.; Brejão, G.L.; Ceneviva-Bastos, M. 2005. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems Environmental Management, 55(6), 1300-1447. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0461-9>.
- Castro, J.G.D., Forsberg, B.R., Da-Silva, J.E.C., Santos, A.A. 2008. Fatores controladores da biomassa do perifiton no Rio Jaú - Parque Nacional do Jaú (Amazônia Central) Revista de Biologia e Ciências da Terra, (8)2. Disponível em: <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=50011254011>.
- Castro, R.M. C.; Menezes, N.A. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In: Joly, C.A.; Bicudo, C.E. De M. eds. Biodiversidade do Estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX. São Paulo, FAPESP. p.3-13.
- Castro, R.M.C.; Casatti, L.; Santos, H.F.; Ferreira, K.M.; Ribeiro, A.C.; Benine, R.C.; Dardis, G.Z.P.; Melo, A.L.; Stopiglia, R.; Abreu, T.X.; Bockmann, F.A.; Carvalho, M.; Gibran, F.Z.; Lima, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do

- rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3(1).<https://doi.org/10.1590/S1676-06032004000100006>.
- Chao, A. 1987. Estimating population size for cable-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43, 783-791. <https://doi.org/10.2307/2531532>.
- Ciiagro. Centro Integrado de Informações de Agronegócios. Disponível em: <http://www.ciiagro.org.br>. Acesso em: 21 ago. 2020.
- Clarke, K.R.; Gorley, R.N. 2001. *PRIMER v5: user manual/tutorial*. PRIMER-E Ltd., Plymouth, Plymouth, p. 91.
- Clarke, K. R.; R. N. Gorley. 2006. *PRIMER v6: User Manual/ Tutorial*. Plymouth, Primer-E, 190p.
- Clarke, K.R.; Warwick, R.M. 1994. *Changes in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory. 321p.
- Colwell R. K.; Coddington JA. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Biology Science*, 345(131), 101-18. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>.
- Contente, R.F.; Stefanoni, M.F.; Spach, H.L. 2011. Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). *Ichthyological Research*, 58, 38-50. <https://doi.org/10.1007/s10228-010-0192-0>.
- Costa L.P.; Leite, Y.L.R.; Fonseca, G.A.B.; Fonseca, M. T. 2000. Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest. *Biotropica*, 32(4b), 872-891. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00625.x>.
- Costa, I.D.; Freitas, C.E.C.; 2011. Estrutura de assembléias de peixes em uma área de exploração petrolífera na Amazônia (Bacia do Rio Urucu, Amazonas, Brasil). *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 24(2), 09-18.
- Craig, N.C.; Jones, S.E.; Weidel, B.C.; Solomon, C.T. 2015. Habitat, not resource availability, limits consumer production in lake ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 60, 2079-2089. <https://doi.org/10.1002/lno.10153>.
- Crampton, W.G.R.; Albert, J.S. 2006. Evolution of electric signal diversity in gymnotiform fishes. In: Ladich, F.; Collin, S. P.; Moller, P.; B.G Kapoor, B. G. (Eds). *Communication in Fishes*, 2, 647-731p.
- Costa, B.O. 2010. *Variação nictemeral do microfitoplâncton em um estuário do nordeste paraense brasil*. Belém, Brasil. Belém. 102f. (Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, UFPA). Available from: <<http://repositorio.ufpa.br/jspui/handle/2011/3506>> Access on: 25 aug. 2018
- Darwich, A.J.; Robertson, F.M.A.; Alves, L.F. 2005. *Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central: Limnologia do Lago Tupé: dinâmica espaço-temporal do oxigênio dissolvido*. 1. ed. Manaus: Editora INPA, 35-43p.
- Duarte, R.M.; Scott-Smith, D.; Val, A.L.; Wood, C.M. 2016. Dissolved organic carbon from the upper Rio Negro protects zebrafish (*Danio rerio*) against ionoregulatory

- disturbances caused by low pH exposure. *Scientific Reports*, 6, 1-10. <https://doi.org/10.1038/srep20377>.
- Ekos Brasil., WWF. 2008. Diagnóstico sociambiental para criação de unidades de conservação Polígono Bertioiga. Instituto Ekos Brasil, 331p.
- Eros, T. 2012. Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization - stream fish in a human-modified landscape. *Freshwater Biology*, 57(9), 1914–1928. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02842.x>.
- Esteves, F.A. (2011) *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 790p.
- Esteves, K.E.; Lobón-Cerviá, J. 2001. Composition and tropic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 62(4), 429-440. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/227219979>.
- Esteves, K.E.; Silva, M.H.C.; Nanini-Costa, M H.; Petesse, M.L. 2019. Organization of fish assemblages in blackwater Atlantic Forest streams. *Neotropical Ichthyology*, 17(1). <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20180120>.
- Felden, J. 2019. Biomassa de peixes é subsidiada por recursos alóctones em um reservatório subtropical recém-formado: aumento da aloctonia para áreas ripárias preservadas. *Cerro Largo-RS*, 66f. (Dissertação de Mestrado em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, UFFS).
- Felipe, T.R.A.; Suárez, Y.R. 2010. Characterization and influence of environmental factors on stream fish assemblages in two small urban sub-basins, Upper Paraná River. *Biota Neotropica*, 10(2). <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200018>.
- Ferreira, C.P.; Casatti, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, (6)3. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032006000300002>.
- Ferreira, F.C.; Silva, A.T.; Gonçalves, C. D. S.; Petrere JR, M. 2014. Disentangling the influences of habitat structure and limnological predictors on stream fish communities of a coastal basin, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 12(1): 177-186. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252014000100019>.
- Ferreira, F.C.; Petrere, Jr, M. 2009. The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic Forest of southeast Brazil. *Hydrobiologia*, 363, 11-34. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-009-9932-4>.
- Ferreira, K.M., 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(3), 311-326. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252007000300012>.
- Fialho, A.P.; Oliveira, L.G.; Tejerina-Garro, F.L.; Mérona, B. 2008. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia*, 598, 315 - 324. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-007-9165-3>.
- Finstad, A.G.; Helland, I.P.; Ugedal, O.; Hesthagen, T.; Hessen, D.O. 2014. Unimodal response of fish yield to dissolved organic carbon. *Ecological Letters*, 17(1), 36-43. <https://doi.org/10.1111/ele.12201>.

- Fittkau, E.J. 1976. The ecology of amazonian rain forest streams. In: Act a do Simpósio sobre a Biota Amazônica, 97-108.
- França, F.S.; Rolim, S.G. 2000. Estrutura de um trecho de floresta de restinga no município de Bertioga (SP). In: Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação, (3), 84-91. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000100024>.
- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2001. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995–2000. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo.
- Galindo-Leal, C.; Câmara, I.G. 2003. Atlantic forest hotspots status: an overview. In C. Galindo-Leal, I.G. Câmara (eds.). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington, D.C, 3-11p.
- Gerhard, P.; Moraes, R.; Molander, S. 2004. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 71(4), 321–340. <http://dx.doi.org/10.1007/s10641-004-1260-y>.
- Gessner, F. 1964. The limnology of tropical rivers. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 15, 1090-1093. <https://doi.org/10.1080/03680770.1962.11895519>
- Goch, Y.G.F., 2007. Efeito do assoreamento sobre as comunidades de peixes de igarapés da Bacia do rio Urucu, Coari, Amazonas, Brasil. (Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, UFAM).
- Gomiero, L.M.; Braga, F.M.S. 2008. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 8(1), 41-47. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032008000100004>
- Gonçalves, C.S.; Braga, F.M.S. 2012. Changes in ichthyofaunal 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), 675-84. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252012000300022>
- Gonçalves, C.S.; Pérez-Mayorga, M.A. 2016. Peixes de riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins: estrutura e conservação. *UNISANTA Bioscience*, 5(1), 42. Disponível em: <https://periodicos.unisanta.br/index.php/bio/article/view/619>
- Goveira, D.; Rocha, J.C. 2011. Caracterização estrutural das substâncias húmicas aquáticas extraídas dos rios Itapanhaú e Ribeira de Iguape. *Química Nova*, 34(5), 759-758. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422011000500005>
- Graham, J.B. 2011. Air-breathing fishes: The biology, diversity, and natural history of air-breathing fishes. In: Farrel AP (ed.) *Encyclopedia of Fish Physiology*, 1861–1874p.
- Guedes, D.; Barbosa, L.M.; Martins, S.E. 2006. Composição florística e estrutura fitossociológica de dois fragmentos de Floresta de restinga no 45 município de Bertioga, SP, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, 20(2), 299-311. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062006000200006>.
- Guimarães, A.; Menezes, T.B.; Peret, M.S. 2010. Composição da ictiofauna em função da fisiografia de um riacho costeiro de Floresta Atlântica - Brasil. *Biota Neotropica*, 10

- (2). Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn01010022010>.
- Helfman, G.S.1981. The advantage to fishes of hovering in shade. *Copeia*, (2)1981, [http://dx.doi.org/ 392-400](http://dx.doi.org/392-400). 10.2307/1444228.
- Henderson, P.A.; Walker, I. 1990. Spatial organization and population density of the fish community of the litter banks within a central Amazonian blackwater stream. *Journal of Fish Biology*, 37(3): 401-411.<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb05871.x>.
- Henderson, P. A.; Walker, I. 1986. On the leaf litter community of the Amazonian blackwater stream Tarumazinho. *Journal of Tropical Ecology*, 2, 1-17. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467400000547>.
- IBGE 2010, Área de São Sebastião - acessado em 21/08/2020. <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>
- Instituto Polis. 2013. Diagnóstico Urbano Socioambiental: Município de Bertioga. São Paulo, Instituto Polis, 486p. Acesso em 10 julho, 2020.
- Iwasaki, Y.; Ryo, M.; Sui, P.; Yoshimura, C. 2012. Evaluating the relationship between basin-scale fish species richness and ecologically relevant flow characteristics in rivers worldwide. *Freshwater Biology rivers worldwide*, 57(10), 2173-2180.<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02861.x>.
- Janzen, D.H. 1974. Tropical Blackwater Rivers, Animals, and Mast Fruiting by the Dipterocarpaceae. *Biotropica*, 6(2), 69-103. <https://doi.org/10.2307/2989823>.
- Johnson, D.S. 1968. Malayan blackwaters. In: R. Misra & B. Gopal (ed.) *Proceedings of the Symposium on Recent Advances in Tropical Ecology*, International Society for Tropical Ecology, Varanasi, 303-310p.
- Karlsson, J.; Byström, P.; Ask, J.; Ask, P.; Persson, L.; Jansson, M. 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature*, 460(724), 506-509. <https://doi.org/10.1038/nature08179>.
- Kemeses, A.; Forsberg, B.R. 2014. Factors influencing the structure and spatial distribution of fishes in the headwater streams of the Jaú River in the Brazilian Amazon. *Brazilian Journal of Biology*, 74(3). <https://doi.org/10.1590/1519-6984.06812>.
- Köppen, W. (1948). *Climatologia*. México: Fondo de Cultura Econômica, p.317.
- Legendre, P., Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier Science, 6, p. 853.
- Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.2018. 1ed. Brasília, DF. ICMBio/MMA, 492 p.
- Lo, M.; Reed, J.; Castello, L.; Steel, E.A.; Frimpong, E.A.; Ickowitz. A. 2020. The Influence of Forests on Freshwater Fish in the Tropics: A Systematic Review. *BioScience*, 70(5), 404-414. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa021>.
- Loebens, S.C.; Farias, E.U.; Yamamoto, K.C.; Freitas, C.E.C. 2016. Diversidade de assembleias de peixes em floresta alagada de águas pretas da Amazônia Central.

Scientia Amazonica, 5(1), 37-44. Disponível em:
<https://www.researchgate.net/publication/301898499>

- Lowe-McConnell, R.H. 1999. Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho & P.T.M. Cunnhingam), EDUSP, São Paulo, 534 p.
- Martins, S.E.; Rossi, L.; Sampaio, P.S.P.; Magenta, M.A.G. 2008. Caracterização florística de comunidades vegetais de restinga em Bertioga, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22(1), 249-274. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062008000100024>.
- Mazzoni, R.; Iglesias-Rios, R. 2002. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in the Southeast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62, 171-178. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000100019>.
- Mazzoni, R.; Fenerich-Verani, N.; Caramaschi, E. P. 2000. Eletrofishing as a sampling technique for Coast stream fish population and communities in the southeast of Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(2), 205-216. <https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000200003>.
- Mazzoni, R.; Lobón-Cerviá, J. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatuba in the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography*, 23, 588-602. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00178.x>.
- Mccune, B.; Mefford, M.J. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6.0 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A, 28p.
- Melles, S.J.; Jones, N.E.; Schmidt, B. 2012. Review of theoretical developments in stream ecology and their influence on stream classification and conservation planning. *Freshwater Biology*. 57, 415-434.
- Melo, C.E.; Machado, F.A.; Pinto-Silva, V. 2003. Diversidade de Peixes em um Córrego de Cerrado no Brasil Central. *Brazilian Journal of Ecology*, 1(2), 17-23. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000300017>.
- Menezes, N.A.; Weitzman, S.H.; Oyakawa, O.T.; Lima, F.C.T.; Castro, R.M.C.; Weitzman, M.J. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies de água doce neotropicais. São Paulo: Museu de Zoologia - Universidade de São Paulo, 235p.
- Meyer, J.L. 1990. A Blackwater Perspective on Riverine Ecosystems: ecologists are taking a broader view of streams and their food webs. *Bio Science*, 40(9), 643-651.
- Monteiro, C. A. F. A. 1973. Dinâmica Climática e as Chuvas no Estado de São Paulo: estudo geográfico em forma de atlas. Universidade de São Paulo. Instituto de Geografia. 1. ed. São Paulo: Instituto de Geografia, p. 130
- Moraes, M.B.; Ferreira, F.C.; Souza, U, P. 2020. Reproductive biology of Neotropical tetra fish *Mimagoniates lateralis* (Nichols, 1913) (Characiformes, Characidae), an endangered species of blackwater streams of southeastern Brazil, *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1803716>.

- Moreteau, J.C. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 422, 163-171. <https://doi.org/10.1023/a:1017094606335>.
- Mota, R. L.; Uieda, V. 2003. Food web structure in a tropical stream ecosystem. *Austral Ecology*, 30, 58-73. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01424.x>.
- Nelson, J.S. 2006. *Fishes of the World*. 4rd ed. New York: John Wiley & Sons. 622 p.
- Nogueira C.; Buckup P.A.; Menezes N.A.; Oyakawa O.T.; Kasecker, T.P.; Ramos-Neto, M.B.; Silva J.M.C. 2010. Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. *PlosOne* 5: e11390. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011390>.
- Oyakawa, T.O.; Menezes, N.A. 2011. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1), 0-13. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?inventory+bn0021101a> 2011.
- Por, F.D. 1992. *Sooretama, the Atlantic rainforest of Brazil*. Hague, The Netherlands: SPB Academic Publishing. 130p.
- Rakocinski, C. 1988. Population structure of stream-dwelling darters: correspondence with habitat structure. *Environmental Biology of Fishes*, 23(3), 215-24.
- Rezende, C. F.; Moraes, M.; Manna, L. R.; Leitão, R. P.; Caramaschi, É. P.; Mazzoni, R. 2010. Mesohabitat indicator species in a coastal stream of the Atlantic rainforest, Rio de Janeiro-Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 58(4), 1479-1487. <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i4.5425>.
- Ribereau-Gayon, P. 1972. *Plant phenolics*. Hafner Publishing Co., New York. 254p. <https://doi.org/10.1021/jf60194a051>.
- Rizzini, C.T. 1979. *Tratado de Fitogeografia do Brasil* Edit. HUGITEC and Edit. Univ S. Paulo, 374p.
- Rocha, E. A.; Hartz, S.M. 2013. Estabilidade e persistência de uma comunidade de peixes em lagoa costeira neotropical. *Revista brasileira de Biociência*, (11)1, 149-156. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/323428322>.
- Rodriguez, A.C.M. 2005. *Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicados na análise da Legislação Ambiental no município de São Sebastião- SP*. 195f. (Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Geografia Humana, USP).
- Sabino, J.; Zuanon, J. A. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazon: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 8, 201-210.
- Sabino, J.; Castro, R. M. C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho de floresta atlântica (sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 50, 23-26.
- Santos, J.A.P. 2011. *Aspectos cológicos da ictiofauna em alguns rios de Mata Atlântica. (APA Capivari Monos, São Paulo, APTA) e identificação de espécies indicadoras*.

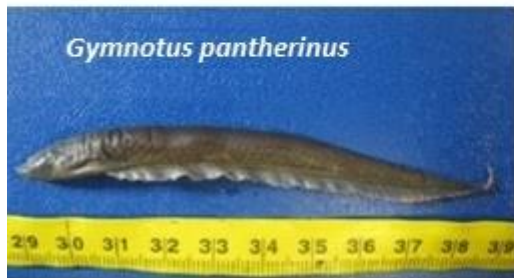
- São Paulo, 96f. (Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Pesca e Aquicultura - APTA)
- Schilling, A. C.; Batista, J. L. F. 2008. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais Revista Brasileira de Botânica. 31(1), 179-187. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042008000100016>.
- Schmidt-Nielsen, K. 2002. Fisiologia Animal - Adaptação e Meio Ambiente. 5. ed. São Paulo: Santos, 2002. 620 p.
- Silva, D.R.O.; Ligeiro, R.; Hughes, R.M., Callisto, M. 2014. Visually determined stream mesohabitats influence benthic macroinvertebrate assessments in headwater streams. Environmental Monitoring and Assessment, 186(9), 5479-5488. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3797-3>.
- Silva, M. H.C. 2017. Organização da comunidade de peixes em riachos de água preta de Mata Atlântica. São Paulo, 65f. (Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Pesca e Aquicultura - APTA).
- Silva, A.T. 2009. Estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos da bacia do Rio Itanhaém, litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil. Rio Claro-SP, 97f. (Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências UB).
- Santos, J.A.B (2019). Estrutura e qualidade ambiental dos riachos costeiros na ictiofauna e suas redes tróficas de uma região neotropical. São Carlos-SP, 70f. (Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos).
- SMA/IF - Secretaria do Estado do Meio Ambiente/ Instituto Florestal. 2006. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Mar. Disponível em: http://iflorestal.sp.gov.br/files/2013/Plano_Pe_Serra_do_Mar.pdf.
- Soares, M.S.; Martins-Pinheiros, R.F.; Guimarães, F.V.; Rezende, G. F. 2019. A Rebio Córrego Grande e seus peixinhos ameaçados de extinção: *Acentronichthys leptos* (Siluriformes, Heptapteridae) e *Mimagoniates sylvicola* (Characiformes, Characidae) Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia, 128p.
- Suguio, K.; Tessler, M.G. 1984. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. Pp. 15-25. In: L.D. Lacerda; D.S.D. Araújo; R. Cerqueira & B. Turcq (eds.). Restingas: Origem, Estrutura, Processos. Niterói, Centro Editorial da UFF, 477 p.
- Takeuti, D.F; Verani, J.R; Aranha, J.M.R; Menezes, M.S. 1999. Population Structure and Condition Factor of *Pseudotothyris obtusa* (Hypoptopomatinae) from Three Coastal Streams in Southern Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology. <https://doi.org/10.1590/S1516-89131999000400004>.
- Terra, B.F.; Hughes, R.M.; Araújo, F. G. 2015. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species Ecology of Freshwater Fish, 25, 122-132. <https://doi.org/10.1111/eff.12231>.
- Terra, B.D.F.; Hughes, R.M.; Francelino, M.R.; Araújo, F.G. 2013. Assessment of biotic condition of Atlantic Rain Forest streams: a fish-based multimetric approach.

- Ecology Freshwater Fish, 34, 136-48.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.001>.
- Terra, B.F.; Hughes, R.M.; Araújo, F.G. 2016. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influences of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology Freshwater Fish*, 25(4), 527-421.<http://dx.doi.org/10.1111/eff.12231>.
- Thomas, M.R.; Perez, M.H.S. 2012. A new specie of Whiptail catfish, Genus *Loricaria* (Siluriformes: Loricariidae), from the Rio Curuá (Xingu Basin), Brazil. *Copeia*, 2, 274-283. <https://doi.org/10.1643/CI-09-097>.
- Thurman, E.M. 1985. Soil, Sediment and Water: Geochemistry, Isolation and Characterization. Aiken, G.R.; Mcknight, D.M.; Wershaw, R.L.; Maccarthy, P., eds.; Wiley: New York, 354p.
- Vieira, M. S.; Esteves, E.E. 2002. Limnology of a coastal clear-water stream of the Atlantic Rain Forest, Southeast Brazil. *Archiv für Hydrobiologie*, 154(2), 275- 291. <http://dx.doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/154/2002/275>.
- Vitule, J.R.S. 2012. Feeding ecology of fish in a coastal river of the Atlantic Rain Forest. *Environmental Biology of Fishes*, 96(9), 1029-1044. <http://dx.doi.org/10.1007/s10641-012-0101-7>.
- Ward, J.V.; Tockner, K & Schiemer, F. 1999. Biodiversity of Floodplain River Ecosystems: Ecotones and Connectivity. *Regulated Rivers Research & Management*, 15, 125-139.
- Willis S.C.; Winemiller, K.O.; Lopez-Fernandez, H. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142, 284-295. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-004-1723-z>.
- Winemiller, K.O.; Agostinho, A.A.; Caramaschi, E.P. 2008. Fish ecology in tropical streams. In: Dudgeon D, editor. *Tropical stream ecology*. Academic Press, p.107-146.
- Wolf, L.L.; Carniatto, N.; Hahn, N. S. 2013. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 11(2). <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013005000005>.
- Wolff, L.L.; Hahn, N.S. 2017. Fish habitat associations along a longitudinal gradient in a preserved coastal Atlantic stream, Brazil. *Zoologia*. 34, 12-23. <https://doi.org/10.3897/zoologia.34.e12975>.
- Wolfgang, J.J.; Wittman, F.; Schongart, J.; Piedade, M.T.F. 2015. A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts *Wetlands Ecology Management*, 23, 677-693. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9412-8>.
- WWF-BRASIL. World Wide Fund for Nature. 2015. Disponível em: http://assets.wwfbr.panda.org/downloads/bertioga_mosaico_2210.pdf. Acesso em: 04 agosto 2020.

- Zalewski, M.; Cowx, I.G. 1990. Factors affecting the efficiency of electric fishing. In *Fishing with electricity - applications in freshwater fisheries management* (I.G. Cowx & P. Lamarque, eds.). Fishing News Books, Oxford, p.89-111.
- Zeni, J. O.; Casatti, L. 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, 726, 259-270. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1772-6>.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 22(1):82-90. <https://doi.org/10.2307/3797301>.

APÊNDICE

Anexo 1:



... continua



Espécies de peixes coletadas em 14 riachos de águas pretas, na região da Baixada Santista e litoral Norte do Estado de São Paulo no período de baixa pluviosidade.