UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

“Biologia evolutiva e conservação de espécies da tribo Glandulocaudini (Characiformes: Characidae)”

Mariana Bissoli de Moraes

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, como parte das exigências para obtenção do título de Doutora em Ciências, obtido no Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada.

Ribeirão Preto - SP

(2020)

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

“Biologia evolutiva e conservação de espécies da tribo Glandulocaudini (Characiformes: Characidae)”

Mariana Bissoli de Moraes

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, como parte das exigências para obtenção do título de Doutora em Ciências, obtido no Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Macedo Corrêa e Castro
Coorientadora: Dra. Carla Natacha Marcolino Polaz

Ribeirão Preto - SP

(2020)

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Moraes, Mariana Bissoli de

Biologia evolutiva e conservação das espécies da tribo Glandulocaudini (Characiformes: Characidae), 2020.

269 p.: 128 il.; 30 cm

Tese de Doutorado, apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP. Área de concentração: Biologia Comparada.

Orientador: Castro, Ricardo Macedo Corrêa e

Coorientadora: Polaz, Carla Natacha Marcolino

1. Ictiologia. 2. História Natural. 3. Conservação. 4. Biologia Evolutiva. 5. Modelagem de Distribuição de Espécies.

Nome: MORAES, Mariana Bissoli de

Título: Biologia evolutiva e conservação das espécies da tribo Glandulocaudini (Characiformes: Characidae)

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutora em Ciências, no Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada.

Aprovada em: _____

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Ricardo M.C. Castro por me aceitar como orientanda, por me acompanhar e sempre me incentivar em todas as etapas do processo, desde a proposição do projeto, nas cansativas e divertidas coletas de campo, nas discussões sobre diversos assuntos, e pelos valiosos ensinamentos sobre zoologia, evolução, ictiologia, ecologia de peixes de riachos! Muito obrigada por tudo! Pela amizade, parceria, por toda atenção e acolhimento, por confiar em mim e no meu trabalho! Foi uma verdadeira honra tê-lo como meu orientador!

À Dra. Carla Polaz, por tudo! Por me incentivar e acreditar em mim, por me estimular a pensar fora da “caixinha”! Muito obrigada pela amizade, pela coorientação, pela ajuda em todo o trabalho de campo, pelas discussões, risadas e ensinamentos de uma vida mais leve! Você é uma inspiração!

Ao Dr. André Esguícero, por sempre me ajudar e me apoiar! Obrigada pela amizade, pelas discussões frutíferas, pela revisão e correções ao trabalho, pelos momentos de descontração! Minha eterna gratidão!

Ao Dr. Hertz Figueiredo, pelas inúmeras vezes em que me ajudou a resolver os “pepinos” durante a pesquisa! Muito obrigada pela amizade, pela atenção, pelas conversas. Sem você, metade deste trabalho não seria possível.

Aos coordenadores do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental – CEPTA/ICMBio Antônio Fernando Bruni Lucas e Dra. Luciana Crema, pelo apoio logístico às expedições de campo, fundamentais para a execução deste projeto.

Ao analista ambiental do CEPTA Luiz Sérgio Martins (Luizão) e ao Dahyes Regasso, por toparem me ajudar nos campos, muitas vezes pesados e longos, mas sempre com muita alegria e descontração! Muito obrigada por toda força, incentivo e contribuição ao trabalho! Vocês são sensacionais!

Ao gestor do Parque Estadual da Serra do Mar Núcleo Curucutu Marcelo José Gonçalves e à Comissão Técnico-Científica do Instituto Florestal – COTEC pela permissão e autorização de coleta de peixes.

À Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela permissão de coleta nos arroios.

Ao SISBIO pela concessão da licença de coleta e permissão para coleta no Parque Nacional do Descobrimento.

Ao Dr. Tiago Pires, pela revisão do relatório e por todas as correções e sugestões feitas para melhoria da tese.

Ao Prof. Dr. Naércio Menezes, pelas conversas frutíferas e informações sobre os Glandulocaudini, assim como a Profa. Dra. Luisa Sarmento-Soares, pelas informações e auxílio sobre *M. sylvicola*, ao Dr. Leonardo Ingenito, pelas informações e ajuda sobre os locais de ocorrência de *Glandulocauda caerulea*, e à Profa. Dra. Carla Pavanelli, pelas informações sobre *Mimagoniates barberi*.

Aos curadores das coleções ictiológicas LBP Claudio Oliveira, MBML Profa. Dra. Luisa Sarmento-Soares, MZUSP Dr. Aléssio Datovo, MCP Dr. Carlos Alberto Lucena, UFRGS Prof. Dr. José Roberto Malabarba, e MHNCI Dr. Vinícius Abilhoa, pelo empréstimo e autorização de dissecação de exemplares de Glandulocaudini solicitados.

Ao Dr. José Ricardo Barosela, por permitir o uso da balança analítica para pesagem de estômagos e gônadas dos exemplares analisados.

Ao Prof. Dr. Flávio Bockmann, André Esguícero, Hertz Figueiredo, Pedro Rizzato, Dahyes Regasso, Malu Almeida, João Pedro Santos (Moto), Haroldo Braga, Davi Lee Bang, Osmar Santos, Renata Stopiglia, Bruno Botão, Otávio Góes, Gabriel Barco, Nayara Yoshimini e Marcellus Lera pela amizade, risadas, discussões filosóficas, momentos de descontração que tive durante toda minha estadia em Ribeirão Preto! Meus companheiros de LIRP!

Aos coordenadores do Programa em Biologia Comparada, Profa. Dra. Tiana Kohlsdorf e Prof. Dr. Milton Groppo Jr. por toda atenção e apoio.

À secretária do Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada Vera Cassia de Lucca, uma verdadeira “mãezona”, que nos acolhe, nos ajuda, nos ampara! Muito obrigada pelas palavras sempre carinhosas!

Aos amigos e colegas do CEPTA e ICMBio: Lígia Caetano, Beatriz Kawamura, Izabel Boock, Rogério Garcia, Luiz Alberto “Gordo”, Maria Rita Barreto, Ritinha Rocha, Josi Ponzetto, Sandoval Santos, Osmar Cantelmo, Pedro Migliari, Luiz Sérgio Martins, Carol Lins, Aline Santos, pelos anos de convivência, companheirismo de trabalho e risadas! Adoro vocês!

Às amigas e irmãs do coração Xênia Lopes, Ariadne Sabbag, Malu Benini, Cris Gonçalves, Ursulla Souza, Camila Matias, Malu Almeida, Nathalia Rossigalli e Lidiane Florêncio, por serem tão maravilhosas, por completarem minha alma, pela cumplicidade, pela amizade!

Aos amigos Marta Nakao, Cadu Nakao e Yoshimi pelo carinho e amizade de longos anos, e por me acolherem em sua moradia e serem tão hospitaleiros e amorosos comigo.

Aos meus amigos rio-clarenses e irmãos de vida: Newton Pullhez, Elis Romualdo, Carol Rios, Júlio Pedroso, Leonel Arruda, Julianio Concentino, Leonardo Macedo, Mariana Scicia, Henrique Bortolotti, Dani Amazonas, Breno Macedo, Rosane Andrade, Felipe Porto, Thalita Burts, Felipe Bruce, Livia Camargo, Paola Tokumoto, Nuno Moraes, Leo Bortolin, Isadora Torres, Maria Teresa Arruda Campos, Clara Belchior, Nat&Gabs, Fer Isler, Pri Maquea, Amélia Riani, Lara

Anitelli, Lincoln Emiliano, Marcius Patrizi, Sandra Patrizi, Poliana Arantes, Giovanna Chiari, Luciana Ribeiro, Carol Rocha, André Luiz Carvalho, Ju Oshima, e aos amigos do Núcleo de Samba de Rio Claro. Amo vocês!

Ao meu companheiro e amor da minha vida Ralf Pigatti, por você ser essa pessoa tão extraordinária, única, por me completar, me apoiar, me incentivar. Que sorte a minha ter você em minha vida! Meu peixe grande! Amo você!

Aos meus pais Angélica e Lucas, e meu irmão Gabriel, por tudo! Vocês são parte de mim! Obrigada pelo amor, pelo acolhimento, compreensão, risadas, choros, brigas. Vocês são meu alicerce, minha força motriz. Amo vocês infinitamente!

À minha avó Tereza e ao meu avô Archanjo (*in memoriam*), por serem tão maravilhosos, e à frente de seu tempo. Vocês são minhas estrelas-guia!

A toda minha família, em especial: tia Renata, tio Sérgio, Aninha, Dedé, Vó Roma, Cláudia, Zé, Josué, Ca, Fer, Theo, tia Rô, Danilo, Dona Ida. Obrigada por estarem sempre presentes, em todas as situações. Amo vocês!

Ao Sr. Pedro Andrade, Manuel Oliveira, Luiz Antônio Andrade, Francisca Oliveira, Luanda Oliveira, Carlos Oliveira, por todo apoio, acolhimento, compreensão e ensinamentos.

Aos colegas de curso de Pós-Graduação em Biologia Comparada, pela convivência e bons momentos.

A todos os docentes do Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada, pelos ensinamentos e trocas de ideias.

A todos os funcionários e servidores da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto.

À Universidade de São Paulo, pela estrutura e por permitir o desenvolvimento deste trabalho.

A todas as pessoas que cruzaram o meu caminho, e que me ajudaram de alguma forma.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

*“O real não está na saída
nem na chegada:
ele se dispõe pra gente
é no meio da travessia.”*

Grande Sertão: Veredas, João Guimarães Rosa (1988, p. 52)

RESUMO

Moraes, MB. Biologia evolutiva e conservação das espécies da tribo Glandulocaudini (Characiformes: Characidae), 2020, 269 p. Tese (Doutorado em Ciências, área Biologia Comparada). Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2020.

A tribo Glandulocaudini (Characiformes: Characidae) é caracterizada pela presença de órgão caudal, localizado na base da nadadeira caudal, constituído por raios e escamas modificados e tecido glandular de células club, provavelmente associado à liberação de feromônios durante a corte reprodutiva. Os representantes dos Glandulocaudini possuem especificidades ambientais, ocorrendo em ambientes íntegros, primordialmente riachos de águas claras (algumas espécies, como *M. lateralis* e *M. sylvicola*, podem ser encontradas em águas escuras), com a presença da vegetação ciliar pouco alterada. Quatro das onze espécies citadas estão oficialmente ameaçadas de extinção, principalmente em decorrência da degradação da qualidade de habitat. Ainda há lacunas sobre os aspectos da história natural das espécies da tribo Glandulocaudini. No primeiro capítulo deste trabalho, foram analisadas as características ambientais, estrutura populacional, reprodutivas (RGS, EM, GA, fecundidade, tipo de desova e diâmetro do ovócito maduro), alimentares (GR, tipo de dieta e origem dos itens alimentares), comportamentais e de ocupação de habitat de nove espécies de Glandulocaudini (*Lophiobrycon weitzmani*; *Lophiobrycon* sp. nov.; *Glandulocauda melanopleura*, *G. caerulea*, *Mimagoniates microlepis*; *M. lateralis*; *M. sylvicola*; *M. rheocharis* e *M. inequalis*) e de um membro filogeneticamente próximo do grupo externo, *Pseudocorynopoma heterandria*. Foram realizadas seis expedições de coleta, sendo amostrados 457 indivíduos de Glandulocaudini em 12 localidades, e 39 exemplares de *P. heterandria*, e analisados 287 estômagos e 191 gônadas de machos e fêmeas. O menor indivíduo amostrado foi um macho imaturo de *M. sylvicola*, com 13,7mm de CP, e o maior indivíduo amostrado foi um macho maduro de *G. melanopleura*, com 57,7mm de CP. Machos de *M. microlepis*, *M. lateralis* e *M. sylvicola* atingiram CP estatisticamente maiores que fêmeas. A proporção sexual foi 1:1 em todas as espécies, com exceção de *G. caerulea* (2,33 machos/fêmea), *M. sylvicola* (1,86 fêmeas/macho), *M. rheocharis* (1,9 machos/fêmea) e *P. heterandria* (2,25 fêmeas/macho). Todas as espécies apresentaram alta atividade alimentar (estômagos GR2 e

GR3), com a dieta classificada como insetívora, sendo que todas as espécies consumiram predominantemente de itens alóctones, com exceção de *L. weitzmani*, *M. microlepis* e *M. sylvicola*, que consumiram igualmente itens alóctones e autóctones. As espécies apresentaram a tática alimentar de catação de itens carregados pela correnteza e de itens na superfície da água. Não foram amostradas fêmeas maduras de *G. caerulea*, *M. inequalis* e de *P. heterandria*. No geral, a RGS média de machos foi inferior a de fêmeas, com exceção de *M. sylvicola* e *M. inequalis*. Todas as espécies apresentaram desova parcelada, com diâmetro dos ovócitos variando de 0,1 a 1,3mm, e fecundidade absoluta média variando de 51 ovócitos em fêmeas em desenvolvimento de *M. inequalis* a 538,2 ovócitos, em fêmeas maduras de *M. microlepis*. Não foram observados comportamentos reprodutivos na natureza em *G. caerulea*, *M. lateralis*, *M. inequalis* e *P. heterandria*. As espécies ocuparam principalmente as margens dos riachos, em porções sombreadas, e o meio do canal, em toda a coluna d'água. Foram mapeadas apenas as condições ancestrais das variáveis biológicas fecundidade e diâmetro do ovócito maduro, que apresentaram sinal filogenético na filogenia morfológica modificada de Menezes & Weitzman (2009), e a variável diâmetro de ovócitos maduros, na filogenia molecular modificada de Camelier et al. (2018). A filogenia molecular elaborada no presente estudo corroborou a monofilia do gênero *Lophiobrycon*, e o parafiletismo de *Glandulocauda*. No segundo capítulo deste trabalho, foi analisada a área da adequabilidade de habitat de *M. sylvicola* para a região das bacias do Atlântico Leste, com base em 13 pontos de ocorrência, elaborada pela MDE utilizando o Maxent. A área prevista pelo modelo foi congruente com o padrão de distribuição conhecida da espécie-alvo, localizada na região litorânea da Bahia e norte do Espírito Santo. Foram elencadas oito regiões prioritárias para a conservação da espécie, a partir da análise do uso e ocupação de solo da região e de ameaças à destruição de habitat, e da presença de Unidades de Conservação e da legislação ambiental vigente, sendo sugeridas ações de conservação para *Mimagoniates sylvicola* e seus ambientes, espécies sintópicas e as demais espécies ameaçadas de *Glandulocaudini*.

Palavras-chave: história natural; peixes de riachos; reprodução; alimentação; comportamento; conservação; evolução.

ABSTRACT

Moraes, MB. Evolutionary biology and conservation of species of Glandulocaudini tribe (Characiformes: Characidae), 2020, 269 p. Thesis (PhD. in Sciences, Comparative Biology area). Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2020.

The tribe Glandulocaudini (Characiformes: Characidae) is characterized by the presence of a caudal organ, located at the caudal fin, formed by modified fin rays and scales with a glandular tissue of club cells associated, probably responsible for release of pheromones during the courtship. The Glandulocaudini need special environmental requirements, as they occur in healthy environments, especially in clear freshwater streams, some species like *M. lateralis* and *M. sylvicola* can be found in acid blackwater streams, with riparian vegetation. Four of the eleven species are officially endangered, mainly due to habitat quality degradation. There are some gaps in the knowledge of the natural history of these species. In the first Chapter of this study, environmental characteristics, population structure, reproduction (RGS, EM, GA, fecundity, spawning type and diameter of mature oocyte), feeding (GR, diet type and origin of food items), behavior and habitat occupation of nine species of Glandulocaudini (*Lophiobrycon weitzmani*; *Lophiobrycon* sp. nov.; *Glandulocauda melanopleura*, *G. caerulea*, *Mimagoniates microlepis*; *M. lateralis*; *M. sylvicola*; *M. rheocharis* and *M. inequalis*) and a close phylogenetic species of the outgroup, *Pseudocorynopoma heterandria* are described. Six sampling expeditions were carried out, with 457 individuals of Glandulocaudini sampled in 12 locations, and 39 specimens of *P. heterandria*. 287 stomachs and 191 males and females gonads were analyzed. The smallest individual sampled was an immature male of *M. sylvicola*, with 13.7mm SL, and the largest one was a mature male of *G. melanopleura*, with 57.7mm SL. The standard length of males of *M. microlepis*, *M. lateralis* and *M. sylvicola* were statistically longer than females. The sex ratio was 1:1 in all species, with the exception of *G. caerulea* (2.33 males / female), *M. sylvicola* (1.86 females / male), *M. rheocharis* (1.9 males / female) and *P. heterandria* (2.25 females / male). All species exhibited high feeding activity (GR2 and GR3 stomachs), and their diet was classified as insectivorous. All species consumed predominantly allochthonous items, with the exception of *L. weitzmani*, *M. microlepis* and *M. sylvicola*, which also consumed equally allochthonous and

autochthonous items. The Glandulocaudini species presented drift feeding and surface picking as major feeding strategies. Mature females of *G. caerulea*, *M. inequalis* and *P. heterandria* were not sampled. Generally, the RGS average of males was lower than the females RGS, with the exception of *M. sylvicola* and *M. inequalis*. All species showed multiple spawning, the oocyte diameter ranging from 0.1 to 1.3mm. The mean absolute fecundity varied from 51 oocytes in developing females of *M. inequalis* to 538.2 oocytes in mature females of *M. microlepis*. No reproductive behaviors were observed for *G. caerulea*, *M. lateralis*, *M. inequalis* and *P. heterandria*. The species occupied mainly the stream banks, in marginal shaded portions, and in the middle of the channel, throughout the water column. Ancestral conditions of the biological variables fecundity and diameter of mature oocyte were mapped, which exhibited phylogenetic signal in the modified morphological phylogeny of Menezes & Weitzman (2009), and the variable diameter of mature oocytes in the modified molecular phylogeny of Camelier et al. (2008). The molecular phylogeny estimated in the present study corroborates the monophyly of *Lophiobrycon* genus, and the paraphyly of *Glandulocauda* genus. In the second chapter, the area of habitat suitability of *M. sylvicola* was analyzed in the region of Atlantic East river basins of Brazil, based on 13 occurrence points, using MDE in Maxent. The predicted area was congruent with the distribution pattern of the target species, located in the coastal region of Bahia and northern Espírito Santo states. Eight priority areas for the species conservation were listed, based on the use and occupation of soil in the region and threats to habitat destruction, analyzing the presence of Conservation Units and the current environmental legislation. Conservation actions have been suggested for *Mimagoniates sylvicola* and its habitat, syntopic species and for other endangered species of Glandulocaudini.

Keywords: natural history; Glandulocaudini; freshwater fishes; reproduction; feeding; behavior; evolution.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1.1- Distribuição geográfica dos pontos escolhidos para a coleta e observação das oito espécies estudadas da tribo Glandulocaudini e também da espécie <i>Pseudocorynopoma heterandria</i> (tribo Stevardiini).....	54
Figura 1.2 - Valores de mediana, 1º e 3º quartis e extremos superior e inferior de cada variável ambiental selecionada para a PCA, sendo a. profundidade média (cm); b. velocidade média (cm/s); c. pH; d. temperatura da água (°C); e. transparência horizontal da água (m); f. turbidez (NTU); g. condutividade elétrica da água (mS/cm); h. oxigênio dissolvido (mg/L)	72
Figura 1.3 – Projeção dos escores das variáveis ambientais e dos pontos amostrados resultante da Análise de Componentes Principais (PCA), nos eixos 1 e 2.....	74
Figura 1.4 – Projeção dos escores das variáveis ambientais e dos pontos amostrados resultante da Análise de Componentes Principais (PCA), nos eixos 1 e 3.....	74
Figura 1.5- Representantes de <i>Lophiobrycon</i> sp. nov., a. LIRP 11899, 42,13mm CP, macho adulto, e b. LIRP 11899, 36,15mm CP, fêmea adulta, de riacho afluyente do rio Grande (AGR), bacia do alto Paraná, MG.....	75
Figura 1.6- a. Vista à montante, e b. vista à jusante do riacho afluyente do rio Grande (AGR), bacia do alto Paraná, MG.....	76
Figura 1.7- Transparência da água do riacho afluyente do rio Grande (AGR), bacia do alto Paraná, MG.	77
Figura 1.8 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Lophiobrycon</i> sp. nov., em riacho afluyente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG.	78
Figura 1.9- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Lophiobrycon</i> sp. nov., em riacho afluyente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG.....	79
Figura 1.10 – Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de <i>Lophiobrycon</i> sp. nov, nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I, II, III e IV), em riacho afluyente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG.	80
Figura 1.11 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com a. comprimento-padrão (ln CP); b. peso (ln P); c. Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de <i>Lophiobrycon</i> sp. nov, de afluyente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG.....	80
Figura 1.12 – Cardume de <i>Lophiobrycon</i> sp. nov. em meio às raízes submersas no afluyente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG.	82

Figura 1.13 – Indivíduo de <i>Lophiobrycon</i> sp. nov. em meio às raízes e troncos submersos no afluente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG.	83
Figura 1.14- Representantes de <i>Lophiobrycon weitzmani</i> a. LIRP 16913, 28,97mm CP, macho adulto, e b. LIRP 16913, 25,42mm CP, fêmea adulta, do afluente do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG.....	84
Figura 1.15- a. Vista à montante, e b. vista à jusante do córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG	85
Figura 1.16- a. Vista à montante e, b. vista à jusante do afluente do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG.....	86
Figura 1.17- Transparência da água do córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG.	87
Figura 1.18- Transparência da água do afluente do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG	87
Figura 1.19 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Lophiobrycon weitzmani</i> , no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG.	89
Figura 1.20 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Lophiobrycon weitzmani</i> , no afluente do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG	90
Figura 1.21- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Lophiobrycon weitzmani</i> , no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG.	91
Figura 1.22 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de <i>Lophiobrycon weitzmani</i> , do córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG, nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I e II).	92
Figura 1.23- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Lophiobrycon weitzmani</i> , em afluente do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG.	92
Figura 1.24 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com a. comprimento-padrão (ln CP); b. peso (ln P); c. Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de <i>Lophiobrycon weitzmani</i> , de afluente do córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG.	93
Figura 1.25 – Cardume misto de <i>Lophiobrycon weitzmani</i> (seta) e espécies de peixes sintópicas, em abrigo debaixo da touceira de capim, no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG.	95
Figura 1.26 – Indivíduo de <i>Lophiobrycon weitzmani</i> (seta), próximo ao substrato, no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG.	95

Figura 1.27- Representantes de <i>Glandulocauda melanopleura</i> a. LIRP 16916, 54,05mm CP, macho adulto, e b. LIRP 16916, 55,61mm CP, fêmea adulta, do afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP.	97
Figura 1.28- a. Vista à montante e, b. vista à jusante do afluente do rio Embu-Guaçu (EMB), bacia do rio Tietê, São Paulo, SP.	98
Figura 1.29- Transparência da água do afluente do rio Embu-Guaçu (EMB), bacia do rio Tietê, São Paulo, SP.	99
Figura 1.30- Vista parcial do poço do afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP.	99
Figura 1.31- Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Glandulocauda melanopleura</i> , no afluente do rio Embu-Guaçu (EMB), bacia do rio Tietê, São Paulo, SP.....	100
Figura 1.32 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Glandulocauda melanopleura</i> , no afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP	101
Figura 1.33- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Glandulocauda melanopleura</i> , em afluente do rio Embu-Guaçu (EMB), bacia do rio Tietê, São Paulo, SP.....	103
Figura 1.34- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Glandulocauda melanopleura</i> , em afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP	103
Figura 1.35 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de <i>Glandulocauda melanopleura</i> , em afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP.	104
Figura 1.36 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com a. comprimento-padrão (ln CP); b. peso (ln P); c. Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de <i>Glandulocauda melanopleura</i> , de afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP.....	104
Figura 1.37 – Cardume de <i>Glandulocauda melanopleura</i> , próximo aos troncos e folhas submersas no substrato, em poço do afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP.	107
Figura 1.38 - Cardume de <i>Glandulocauda melanopleura</i> , com destaque para o macho (seta), em poço do afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP	107
Figura 1.39- Representantes de <i>Glandulocauda caerulea</i> a. LIRP 16919, 43,46mm CP, macho adulto, e b. LIRP 16919, 38,23mm CP, fêmea, do afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR.	108
Figura 1.40- a. Vista à montante e, b. vista à jusante do afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR	109

Figura 1.41- Transparência da água do afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR	110
Figura 1.42 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Glandulocauda caerulea</i> , no afluente do riacho Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR.	111
Figura 1.43- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Glandulocauda caerulea</i> , em afluente do riacho Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR	112
Figura 1.44 - Cardume de <i>Glandulocauda caerulea</i> , no afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR	113
Figura 1.45 - Indivíduo de <i>Glandulocauda caerulea</i> , no afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR	114
Figura 1.46 - Cardume de <i>Glandulocauda caerulea</i> forrageando na correnteza, através da tática alimentar de catação de itens (<i>drift feeding</i> , Grant & Noakes, 1987), no afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR	114
Figura 1.47 - Indivíduo de <i>Glandulocauda caerulea</i> , extraindo item do perifíton da rocha com inclinação lateral do corpo (Sabino & Castro, 1990) (seta), em afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR	115
Figura 1.48- Representantes de <i>Mimagoniates microlepis</i> a. LIRP 16918, 52,14mm CP, macho adulto, e b. LIRP 16918, 38,17mm CP, fêmea adulta, do afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP.	116
Figura 1.49- a. Vista à montante e, b. vista à jusante do afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP.	117
Figura 1.50- Transparência da água do afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	118
Figura 1.51 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Mimagoniates microlepis</i> , no afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	119
Figura 1.52- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Mimagoniates microlepis</i> , em afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	120
Figura 1.53 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de <i>Mimagoniates microlepis</i> , nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I e II), em afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	121
Figura 1.54 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com a. comprimento-padrão (ln CP); b. peso (ln P); c. Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de <i>Mimagoniates microlepis</i> , de afluente do rio Branco, bacia do Itanhaém, Itanhaém, SP.	121

Figura 1.55 - Cardume misto de <i>Mimagoniates microlepis</i> (setas) e espécies sintópicas, em afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	123
Figura 1.56 - Cardume misto de <i>Mimagoniates microlepis</i> e espécies sintópicas, com destaque para dois casais de <i>M. microlepis</i> em perseguição sexual (setas), em afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	123
Figura 1.57- Representantes de <i>Mimagoniates lateralis</i> a. LIRP 16917, 30,62mm CP, macho adulto, e b. LIRP 16917, 28,09mm CP, fêmea adulta, do afluente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	124
Figura 1.58- Detalhe do poço do afluente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	125
Figura 1.59 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Mimagoniates lateralis</i> , em poço afluente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	126
Figura 1.60- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Mimagoniates lateralis</i> , em poço afluente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	127
Figura 1.61 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de <i>Mimagoniates lateralis</i> , nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I e II), em afluente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	127
Figura 1.62 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com a. comprimento-padrão (ln CP); b. peso (ln P); c. Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de <i>Mimagoniates lateralis</i> , de afluente do rio Preto (PRET), bacia do Itanhaém, Itanhaém, SP... ..	128
Figura 1.63 - Indivíduos de <i>Mimagoniates lateralis</i> (setas), próximos à superfície do afluente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP	129
Figura 1.64- Representantes de <i>Mimagoniates sylvicola</i> a. LIRP 16920, 32,55mm CP, macho adulto, e b LIRP 16920, 26,65mm CP, fêmea adulta, do rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA.	130
Figura 1.65- a. Vista à montante e, b. vista à jusante do rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA.	131
Figura 1.66- Transparência da água do rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA	132
Figura 1.67 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Mimagoniates sylvicola</i> , no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA.....	133
Figura 1.68- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Mimagoniates sylvicola</i> , no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA.	134

Figura 1.69 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de <i>Mimagoniates sylvicola</i> , nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I e II), no rio do Sul, drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA	135
Figura 1.70 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com a. comprimento-padrão (ln CP); b. peso (ln P); c. Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de <i>Mimagoniates sylvicola</i> , do rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA.....	135
Figura 1.71 - Cardume de <i>Mimagoniates sylvicola</i> , alimentando-se por catação de itens carregados pela correnteza no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA	137
Figura 1.72 - Indivíduo de <i>Mimagoniates sylvicola</i> , no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA	137
Figura 1.73 - Dois machos de <i>Mimagoniates sylvicola</i> (setas), apresentando o display natação em círculos, no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA	138
Figura 1.74- Representantes de <i>Mimagoniates rheocharis</i> a. LIRP 16921, 51,74mm CP, macho maduro e b. LIRP 16921, 44,41mm CP, fêmea madura, do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS.	139
Figura 1.75- a. Vista à montante e, b. vista à jusante do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS	140
Figura 1.76- Transparência da água do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS.....	141
Figura 1.77- Vista à jusante de poço do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS.....	141
Figura 1.78 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Mimagoniates rheocharis</i> , no arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS.	142
Figura 1.79- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Mimagoniates rheocharis</i> , no arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS	144
Figura 1.80 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de <i>Mimagoniates rheocharis</i> , nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I e II), no arroio Bananeiras, bacia do rio Tramandaí, Itati, RS	144
Figura 1.81 - Cardume de <i>Mimagoniates rheocharis</i> (setas) próximo ao substrato, sob vegetação marginal, em poço do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS	146
Figura 1.82 - Casal de <i>Mimagoniates rheocharis</i> em perseguição sexual, em poço do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS	146
Figura 1.83 - Casal de <i>Mimagoniates rheocharis</i> em pareamento, no arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS	147

Figura 1.84- Representantes de <i>Mimagoniates inequalis</i> a. LIRP 16922, 39,75mm CP, macho adulto, e b. LIRP 16922, 33,55mm CP, fêmea, do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS.....	148
Figura 1.85- a. Vista à montante e, b. vista à jusante do afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS.....	149
Figura 1.86- Transparência da água do afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS.....	150
Figura 1.87 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Mimagoniates inequalis</i> , no afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS...	151
Figura 1.88- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Mimagoniates inequalis</i> , no afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS.....	152
Figura 1.89 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de <i>Mimagoniates inequalis</i> , no afluente do arroio Calombos, bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS.....	153
Figura 1.90 - Cardume de <i>Mimagoniates inequalis</i> , próximos ao substrato, no afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS	154
Figura 1.91- Representantes de <i>Pseudocorynopoma heterandria</i> a. LIRP 16923, 58,63mm CP, macho, e b. LIRP 16923, 35,82mm CP, fêmea, do afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP	155
Figura 1.92- a. Vista à montante e, b. vista à jusante do afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP	156
Figura 1.93- Transparência da água do afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP	157
Figura 1.94 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de <i>Pseudocorynopoma heterandria</i> , no afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP.....	158
Figura 1.95- Frequências percentuais de a. Grau de Gordura Acumulada (GA); e b. Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de <i>Pseudocorynopoma heterandria</i> , no afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP	159
Figura 1.96 – Gráfico com os valores das fecundidades médias absolutas (barras cinzas) e seus respectivos valores máximos e mínimos (pontos e linhas nas barras), e representação gráfica do diâmetro dos ovócitos maduros calculados para cada espécie estudada. Lsp (<i>Lophiobrycon</i> sp. nov.); Lwei (<i>Lophiobrycon weitzmani</i>); Gmel (<i>Glandulocauda melanopleura</i>); Mmic (<i>Mimagoniates microlepis</i>), Mlat (<i>Mimagoniates lateralis</i>); Msyl (<i>Mimagoniates sylvicola</i>), Mrhe (<i>Mimagoniates rheocharis</i>), Mine (<i>Mimagoniates inequalis</i>), Phet (<i>Pseudocorynopoma heterandria</i>).	161

Figura 1.97 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com a. peso (ln P) para fêmeas maduras de <i>Mimagoniates microlepis</i> ; b. comprimento-padrão (ln CP) e c. peso (ln P) de fêmeas maduras de <i>Mimagoniates sylvicola</i>	162
Figura 1.98 – Diagrama com duração do tempo para cada tipo de comportamento observado na natureza: Forrageio (barras hachuradas) e Reprodução (barras pretas), por espécie, contendo as horas totais de observação (filmagens + observações in loco).	163
Figura 1.99 – Ilustrações representativas dos comportamentos de forrageio: a. catação de itens alimentares na superfície (<i>surface picking</i> , Sazima, 1986); b. catação de itens alimentares carregados pela correnteza (<i>drift feeding</i> , Grant & Noakes, 1987); c. mordiscar substrato (<i>nibbler feeding</i> , Sazima, 1986); agonísticos (Nelson, 1964): d. ataque lateral entre machos; e. mordida na nadadeira caudal; f. perseguição entre machos; g. natação em círculos de dois machos; e reprodutivos (Nelson, 1964) h. perseguição de fêmea por macho; i. tomada de ar na superfície e liberação de bolhas na frente da fêmea; j. ida a superfície juntos; k. pareamento de macho e fêmea; l. macho toca abdômen de fêmea; m. exibição lateral do macho; n. movimento de “zig-zag” do macho; o. agitação da nadadeira caudal; p. natação direita-esquerda de macho, observados na natureza nas espécies estudadas de Glandulocaudini.	166
Figura 1.100 – Diagrama em escala (mm) das espécies estudadas de Glandulocaudini, apresentando os tamanhos mínimos e máximos de machos e fêmeas de a. <i>Lophiobrycon</i> sp.nov.; b. <i>Lophiobrycon weitzmani</i> ; c. <i>Glandulocauda melanopleura</i> ; d. <i>Glandulocauda caerulea</i> ; e. <i>Mimagoniates microlepis</i> ; f. <i>Mimagoniates lateralis</i> ; g. <i>Mimagoniates sylvicola</i> ; h. <i>Mimagoniates rheocharis</i> ; i. <i>Mimagoniates inequalis</i> . Símbolos representam machos e fêmeas, respectivamente.....	169
Figura 1.101 – Cladogramas das hipóteses filogenéticas dentre as espécies de Glandulocaudini, a. hipótese filogenética extraída de Menezes & Weitzman (2009). “Stevardiini” corresponde às espécies da tribo homônima; b. hipótese mais parcimoniosa obtida pelo presente estudo a partir da matriz modificada de Menezes & Weitzman (2009).	171
Figura 1.102 – Árvore filogenética de consenso obtida pelo critério Máxima Parcimônia por busca heurística, a partir de dados moleculares.	172
Figura 1.103 – Árvore filogenética de consenso obtida pelo critério Máxima Verossimilhança, usando o algoritmo NNI. Os números correspondem aos valores calculados de bootstrap.	172
Figura 1.104 – Árvore filogenética de consenso obtida pelo critério Máxima Verossimilhança, usando o algoritmo SPR. Os números correspondem aos valores calculados de bootstrap.	173
Figura 1.105 – Árvore filogenética de consenso obtida pelo critério Máxima Verossimilhança, usando o algoritmo TBR. Os números correspondem aos valores calculados de bootstrap.....	173
Figura 1.106 – Árvore filogenética simplificada obtida a partir da calibração Bayesiana de dados moleculares concatenados, com os valores calculados de bootstrap em cada nó, modificado de Camelier <i>et al.</i> (2018).	174

Figura 1.107- Reconstrução da condição ancestral do diâmetro de ovócitos na filogenia molecular de Camelier et al. (2018). Os números apresentados nos nós equivalem aos valores estimados para o ancestral pelos métodos de parcimônia e verossimilhança, que foram iguais.	177
Figura 1.108- Reconstruções da condição ancestral fecundidade absoluta a. método de parcimônia, utilizando o modelo “Squared”; e b. método de verossimilhança, utilizando o modelo Browniano. Os números apresentados nos nós equivalem aos valores estimados para o ancestral.	178
Figura 1.109- Reconstruções da condição ancestral do diâmetro de ovócitos maduros a. método de parcimônia, utilizando o modelo “Squared”; e b. método de verossimilhança, utilizando o modelo Browniano. Os números apresentados nos nós equivalem aos valores estimados para o ancestral	179

CAPÍTULO 2

Figura 2.1 – Ilustração da relação entre o espaço geográfico e espaço ambiental. O espaço geográfico foi caracterizado pelo sistema de coordenadas geográficas (latitude e longitude), representado pelos eixos x e y; o espaço ambiental n-dimensional de Hutchinson (1957) foi simplificado para duas dimensões (variáveis ambientais e1 e e2).	211
Figura 2.2 - Mapa da região das bacias costeiras do Atlântico Leste (ANA, 2010), com os pontos de ocorrência de <i>Mimagoniates sylvicola</i>	216
Figura 2.3– Mapa de adequabilidade de habitat de <i>Mimagoniates sylvicola</i> , na região das bacias costeiras do Atlântico Leste.	224
Figura 2.4 – Gráficos de probabilidade de presença de <i>Mimagoniates sylvicola</i> em resposta às variáveis ambientais no modelo estimado: a. Precipitação do mês mais seco (Bio 14) (mm); b. Temperatura média anual (Bio 1) (°C*10); c. Porcentagem de cobertura arbórea.....	226
Figura 2.5 – Mapa dos remanescentes florestais da Mata Atlântica de 2016, extraído do banco de dados da Fundação SOS Mata Atlântica (2016), para a região das bacias costeiras do Atlântico Leste	228
Figura 2.6 - Ampliação do mapa dos remanescentes da Mata Atlântica (Fundação SOS Mata Atlântica, 2016) (Figura 2.5).	229
Figura 2.7 - Mapa dos remanescentes florestais da Mata Atlântica (Fundação SOS Mata Atlântica, 2016) das áreas de maior adequabilidade de <i>Mimagoniates sylvicola</i>	230
Figura 2.8 - Mapa das Unidades de Conservação (UCs) federais, estaduais e municipais (MMA, 2018) sobrepostas às áreas de adequabilidade ambiental de <i>Mimagoniates sylvicola</i> (gradiente vermelho) na região das bacias costeiras do Atlântico Leste	231

Figura 2.9 - Mapa das Áreas Prioritárias para Conservação da Mata Atlântica (MMA, 2018), sobrepostas às áreas de adequabilidade ambiental de <i>Mimagoniates sylvicola</i> (gradiente vermelho), na região das bacias costeiras do Atlântico Leste	232
Figura 2.10 - Mapa de densidade de Usinas Hidrelétricas (UHEs) e Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs), sobreposto às áreas de adequabilidade ambiental de <i>Mimagoniates sylvicola</i> (gradiente em vermelho), na região das bacias costeiras do Atlântico Leste	234
Figura 2.11 - Mapa do uso e ocupação de solo de 2018 (Projeto Mapbiomas, 2019), na região das bacias costeiras do Atlântico Leste.....	235
Figura 2.12 - Ampliação do mapa do uso e ocupação de solo em 2018 (Projeto Mapbiomas, 2019) da região das bacias costeiras do Atlântico Leste (Figura 2.11)..	236
Figura 2.13 - Mapa do uso e ocupação de solo em 2018 (Projeto Mapbiomas, 2019) nas áreas de maior adequabilidade de <i>Mimagoniates sylvicola</i> , na região das bacias costeiras do Atlântico Leste	237
Figura 2.14 – Imagens de satélites obtidas pelo Google Earth Pro versão 7.3.3.: a. região entre Prado (sul) e Ponta do Corumbau (norte), BA, com pequenos barramentos em destaque (alfinetes amarelos numerados); b. Detalhe do barramento número 23; c. Detalhe dos barramentos 50-54, próximos à costa	238
Figura 2.15 – Fotografia de barramento de rio com interrupção total do fluxo de água, na estrada Cumuruxatiba – Barra do Cahy (BA). a. vista à montante; b. vista à jusante	239
Figura 2.16 – Imagens de satélite dos pontos de coleta de <i>Mimagoniates sylvicola</i> , obtidas pelo Google Earth Pro versão 7.3.3: a. rio do Sul (alfinete Rio do Sul Msyl) e barramento localizado em afluente à jusante (alfinete número 74); b. rio Embaçuaba (alfinete Rio Embaçuaba entorno Msyl), entorno PARNA do Descobrimento (limites em amarelo).	240
Figura 2.17 – Imagens de satélite dos pontos de coleta de <i>Mimagoniates sylvicola</i> , obtidas pelo Google Earth Pro versão 7.3.3: a. rio Embaçuaba (alfinete Rio Embaçuaba Msyl), e barramentos, localizados em afluentes à montante (alfinetes 66, 67, 68 e 93), e em outras drenagens adjacentes (alfinetes 60, 61, 69, 70, 71 e 72); b. rio Queimado (alfinete Rio Queimado Msyl).	241
Figura 2.18 – Mapa de alta adequabilidade de habitat de <i>Mimagoniates sylvicola</i> , na região das bacias costeiras do Atlântico Leste	242
Figura 2.19 - Mapa das regiões de vulnerabilidade à conservação de <i>Mimagoniates sylvicola</i> (números 1-8), mostrando as Unidades de Conservação (UCs) federais, estaduais e municipais (MMA, 2018) e as Áreas Prioritárias para Conservação da Mata Atlântica (MMA, 2018), sobrepostas às áreas de alta adequabilidade ambiental da espécie, na região das bacias costeiras do Atlântico Leste.	243

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

- Tabela 1.1 – Coordenadas geográficas (em graus decimais) dos pontos de coleta das nove espécies da tribo Glandulocaudini amostradas e do representante do grupo-externo *Pseudocorynopoma heterandria*, contendo lote de referência, local de coleta, bacia hidrográfica e cidade e estado.....55
- Tabela 1.2 – Lista de espécies de Glandulocaudini e do grupo-externo (Stevardiini) utilizadas para a elaboração da hipótese de relações filogenéticas baseada em dados moleculares, a partir do gene mitocondrial citocromo c oxidase subunidade I (COI); voucher; número da sequência disponibilizada no GenBank; número de pares de bases.63
- Tabela 1.3 – Relação das espécies com distribuição nas áreas de ocorrência das espécies-alvos de Glandulocaudini, contendo Nome da Espécie (Ordem, Família), Número Amostral (N), Localidade, Bacia Hidrográfica e Espécie sintópica.....66
- Tabela 1.4 – Dados sobre Local, Largura (m), Profundidade (Profun.) (cm), Tipo de substrato (Substrato), pH médio, Temperatura média (T) (°C), Velocidade superficial média da água (Vel. sup.) (cm/s), Velocidade média da correnteza (Vel. corrent.) (cm/s), Transparência horizontal do ponto de observação (Transp.) (m), Turbidez média (NTU), Valor médio de Totais de Sólidos Dissolvidos (TDS) (g/L), Condutividade Elétrica média (C) (mS/cm), Oxigênio Dissolvido médio (OD) (mg/L), Potencial Redox médio (Redox) (mV), Porcentagem de Cobertura do Dossel (%) e Preservação da vegetação marginal dos 12 locais de ocorrência das nove espécies de Glandulocaudini e de *Pseudocorynopoma heterandria*70
- Tabela 1.5- Coeficiente de correlação de Pearson (r) entre os fatores abióticos considerados. .71
- Tabela 1.6 – Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) sobre as variáveis ambientais selecionadas. PC: eixo principal.73
- Tabela 1.7 – Valores do Índice Alimentar (IA) do IA Relativo (sem considerar os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Lophiobrycon* sp. nov., em afluente do rio Grande (AGR), MG, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminado).78
- Tabela 1.8 – Frequências Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Lophiobrycon* sp.nov., no afluente do rio Grande (AGR), bacia do alto Paraná, MG.....81
- Tabela 1.9 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (sem considerar os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Lophiobrycon weitzmani*, no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada).88

Tabela 1.10 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (sem considerar os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por <i>Lophiobrycon weitzmani</i> , no afluyente do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada).	89
Tabela 1.11 – Frequências Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de <i>Lophiobrycon weitzmani</i> , no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG	94
Tabela 1.12 – Frequências Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de <i>Lophiobrycon weitzmani</i> , no afluyente do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG.....	96
Tabela 1.13 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA relativo (sem considerar os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por <i>Glandulocauda melanopleura</i> , no afluyente do rio Embu-Guaçu (EMB), São Paulo, SP, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada).	101
Tabela 1.14 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (sem considerar os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por <i>Glandulocauda melanopleura</i> , no afluyente do rio Capivari (CAP), São Paulo, SP, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada).	102
Tabela 1.15 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de <i>Glandulocauda melanopleura</i> , no afluyente do rio Embu-Guaçu (EMB), bacia do rio Tietê, São Paulo, SP.....	105
Tabela 1.16 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de <i>Glandulocauda melanopleura</i> , no afluyente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP.	106
Tabela 1.17 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por <i>Glandulocauda caerulea</i> , no afluyente do riacho Amola-Faca (AMOL), Balsa Nova, PR, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada).	111
Tabela 1.18 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de <i>Glandulocauda caerulea</i> , no afluyente do riacho Amola-Faca (MOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR.	113
Tabela 1.19 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por <i>Mimagoniates microlepis</i> , no afluyente do rio Branco (BRAN), Itanhaém, SP, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada).	119

Tabela 1.20 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Mimagoniates microlepis*, no afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP...122

Tabela 1.21 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Mimagoniates lateralis*, em poço afluente do rio Preto (PRET), Itanhaém, SP, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada).....126

Tabela 1.22 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Mimagoniates lateralis*, em poço afluente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP.....129

Tabela 1.23 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Mimagoniates sylvicola*, no rio do Sul (SUL), Cumuruxatiba, BA, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada).133

Tabela 1.24 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Mimagoniates sylvicola*, no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA.136

Tabela 1.25 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Mimagoniates rheocharis*, no arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; IND – indeterminada).....142

Tabela 1.26 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Mimagoniates rheocharis*, no arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS.....145

Tabela 1.27 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Mimagoniates inequalis*, no afluente do arroio Calombos (CAL), Eldorado do Sul, RS, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada)151

Tabela 1.28 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Mimagoniates inequalis*, no afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS153

Tabela 1.29 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Pseudocorynopoma heterandria*, no afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; IND – indeterminada).158

Tabela 1.30 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Pseudocorynopoma*

<i>heterandria</i> , no afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP	159
Tabela 1.31 – Valores de H do teste de Kruskal-Wallis, juntamente com a probabilidade calculada (p).....	160
Tabela 1.32 – Valores das probabilidades (p) calculadas pelo teste de comparação de médias a posteriori de Tukey, para as variáveis analisadas para cada espécie.	160
Tabela 1.33 – Principais comportamentos de forrageio (Sazima, 1986; Grant & Noakes, 1987; Sabino & Castro, 1990), reprodução (Nelson, 1964), e ocupação de habitat observados nas espécies estudadas de Glandulocaudini e grupo-externo.....	164
Tabela 1.34 – Resumo das informações biológicas sobre as espécies de Glandulocaudini e grupo-externo estudadas. CPmin/máx (Comprimento padrão mínimo e máximo); Prop. Sexual (Proporção sexual); RGS (Relação Gonadossomática) ♂ (machos) e ♀(fêmeas); Comp. Repr. (Comportamento Reprodutivo verificado); Dieta (alo – alóctone; auto – autóctone; inset. – insetívora); Ocup. Habitat (ocupação de habitat); Tipo Amb. (Tipo de Ambiente); Perturb. (Grau de Perturbação da espécie provocado pelo observador); N (número amostral); Presença de Espécies Sintópicas.	168
Tabela 1.35 – Matriz dos estados dos caracteres para as espécies de Glandulocaudini e do grupo-externo, modificada de Menezes & Weitzman (2009).....	170
Tabela 1.36- Estatística descritiva das análises do sinal filogenético por variável. Variáveis: F (Fecundidade); RGSmachos (Relação gonadossomática de machos); RGSfêmeas (Relação gonadossomática de fêmeas); CPMachos (Comprimento padrão médio de machos); CPFêmeas (Comprimento padrão médio de fêmeas). Descritores estatísticos: λ (parâmetro lambda de Pagel); K (parâmetro K de Blomberg); p (valor de significância do teste estatístico). Topologias empregadas: Morfológica (dados morfológicos, modificada de Menezes & Weitzman, 2009); Molecular Camelier (dados moleculares de Camelier et al. 2018); Molecular MP (dados moleculares, obtida pelo método Máxima Parcimônia); Molecular ML (dados moleculares, obtida pelo método de Máxima Verossimilhança, pelo algoritmo NNI).	175
Tabela 1.37 – Valores de F (ANOVA filogenética) e probabilidade (p), entre fecundidade e as demais variáveis.....	180

CAPÍTULO 2

Tabela 2.1- Pontos de ocorrência de <i>Mimagoniates sylvicola</i> utilizados para a modelagem de distribuição de espécie. Coordenadas geográficas em graus, minutos e segundos.....	214
Tabela 2.2- Representação da matriz de confusão de Pearson (2010).....	218
Tabela 2.3 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as camadas ambientais selecionadas. Cob. arb. (Porcentagem de cobertura arbórea); Alt. (Altitude); Bio 12 (Precipitação média anual); Bio 13 (Precipitação do mês mais chuvoso); Bio 14 (Precipitação	

do mês mais seco); Bio 1 (Temperatura média anual); Bio 5 (Temperatura do mês mais quente); Bio 6 (Temperatura do mês mais frio); Decl. (Declividade); Dens. (Densidade de drenagem); Acum. fluxo (Acúmulo de fluxo de água); Ord (Ordem do rio).222

Tabela 2.4 – Valores estimados para o modelo gerado pelo Maxent: AUC (Area Under the Curve) e DP (desvio-padrão) do modelo, valores do limite de corte (L_{igual} , L_{10} e $L_{\text{máx}}$), teste de omissão (TO_{igual} , TO_{10} e $TO_{\text{máx}}$) e probabilidade (p_{igual} , p_{10} e $p_{\text{máx}}$).....223

Tabela 2.5 – Valores das estatísticas dos dois modelos após o corte pelo valor do limite máximo, gerados pelo Maxent. Taxa de erros do modelo (T_{erros}), taxa de sobreprevisão (TSP), taxa de omissão (TO) e True Skill Statistics (TSS)223

Tabela 2.6- Porcentagens de contribuição de cada variável para o modelo selecionado de adequabilidade de habitat de *Mimagoniates sylvicola*.....225

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	30
OBJETIVO GERAL	39
REFERÊNCIAS	40
 CAPÍTULO 1 - História natural e biologia evolutiva das espécies da tribo Glandulocaudini (Characiformes: Characidae)	48
1. INTRODUÇÃO	49
2. OBJETIVOS	51
3. MATERIAL E MÉTODOS	52
3.1. Áreas de estudo	52
3.2. Amostragem e análise de dados	55
3.2.1. Caracterização ambiental	55
3.2.2. Ictiofauna	57
3.2.3. Estrutura populacional	58
3.2.4. Dieta	58
3.2.5. Reprodução	59
3.2.6. Comportamento	61
3.3. Análises comparativas de dados bióticos	62
3.4. Análise evolutiva dos caracteres biológicos	62
3.4.1. Hipótese de relações filogenéticas	62
3.4.2. Sinal filogenético	64
3.4.3. Mapeamento dos caracteres e reconstrução da condição ancestral	64
4. RESULTADOS	66
4.1. Caracterização ambiental	69
4.2. Dados bióticos	75
4.2.1. <i>Lophiobrycon</i> sp. nov.	75
4.2.1.1. Estrutura populacional	77
4.2.1.2. Dieta	77

4.2.1.3. Reprodução	79
4.2.1.4. Comportamento.....	81
4.2.2. <i>Lophiobrycon weitzmani</i>	84
4.2.2.1. Estrutura populacional	88
4.2.2.2. Dieta	88
4.2.2.3. Reprodução	90
4.2.2.4. Comportamento.....	93
4.2.3. <i>Glandulocauda melanopleura</i>	97
4.2.3.1. Estrutura populacional	100
4.2.3.2. Dieta	100
4.2.3.3. Reprodução	102
4.2.3.4. Comportamento.....	105
4.2.4. <i>Glandulocauda caerulea</i>	108
4.2.4.1. Estrutura populacional	110
4.2.4.2. Dieta	110
4.2.4.3. Reprodução	111
4.2.4.4. Comportamento.....	112
4.2.5. <i>Mimagoniates microlepis</i>	116
4.2.5.1. Estrutura populacional	118
4.2.5.2. Dieta	118
4.2.5.3. Reprodução	120
4.2.5.4. Comportamento.....	121
4.2.6. <i>Mimagoniates lateralis</i>	124
4.2.6.1. Estrutura populacional	125
4.2.6.2. Dieta	125
4.2.6.3. Reprodução	126
4.2.6.4. Comportamento.....	128
4.2.7. <i>Mimagoniates sylvicola</i>	130
4.2.7.1. Estrutura da população.....	132
4.2.7.2. Dieta	132
4.2.7.3. Reprodução	134

4.2.7.4. Comportamento.....	135
4.2.8. <i>Mimagoniates rheocharis</i>	139
4.2.8.1. Estrutura populacional	142
4.2.8.2. Dieta	142
4.2.8.3. Reprodução	143
4.2.8.4. Comportamento.....	144
4.2.9. <i>Mimagoniates inequalis</i>	148
4.2.9.1. Estrutura populacional	150
4.2.9.2. Dieta	150
4.2.9.3. Reprodução	152
4.2.9.4. Comportamento.....	153
4.2.10. <i>Pseudocorynopoma heterandria</i>	155
4.2.10.1. Estrutura populacional	157
4.2.10.2. Dieta	157
4.2.10.3. Reprodução	158
4.2.10.4. Comportamento.....	159
4.3. Análises comparativas de dados bióticos.....	160
4.4. Análise evolutiva dos caracteres biológicos	170
4.4.1. Hipótese de relações filogenéticas	170
4.4.2. Sinal filogenético	175
4.4.3. Mapeamento de caracteres e reconstrução da condição ancestral	176
5. DISCUSSÃO	181
5.1. Caracterização ambiental	181
5.2. Estrutura populacional	182
5.3. Dieta e comportamento de forrageio.....	184
5.4. Reprodução e comportamento de corte.....	187
5.5. Biologia evolutiva das espécies da tribo Glandulocaudini	193
6. CONCLUSÃO	196
7. REFERÊNCIAS.....	198

CAPÍTULO 2 - Adequabilidade de habitat de <i>Mimagoniates sylvicola</i> na ecorregião da Mata Atlântica Nordeste: estudo de caso.....	209
1. INTRODUÇÃO	210
2. OBJETIVOS	213
3. MATERIAL E MÉTODOS	214
3.1. Seleção de pontos de ocorrência e delimitação da região	214
3.2. Seleção de variáveis ambientais.....	216
3.3. Maxent	217
3.4. Validação externa do modelo.....	218
3.4.1. Independente do limite de corte	218
3.4.2. Dependente do limite de corte	218
3.5. Avaliação de áreas protegidas.....	220
3.6. Avaliação de áreas impactadas	220
3.7. Ações de conservação	221
4. RESULTADOS.....	222
4.1. Seleção das variáveis ambientais	222
4.2. Validação de modelos	223
4.3. Avaliação de áreas protegidas.....	226
4.4. Avaliação de áreas impactadas	233
4.5. Ações de conservação	242
5. DISCUSSÃO	246
6. CONCLUSÃO	256
7. REFERÊNCIAS.....	258
CONCLUSÃO FINAL.....	268

INTRODUÇÃO GERAL

A ordem Characiformes compreende 24 famílias de peixes, com aproximadamente 3.800 espécies válidas, sendo todas exclusivas de água doce (Nelson *et al.*, 2016; Fricke *et al.*, 2020). Quatro famílias são africanas (Alestidae, Citharinidae, Distichodontidae, Hepsetidae) com aproximadamente 240 espécies descritas, e as famílias restantes estão distribuídas desde a porção sudoeste dos Estados Unidos, México, América Central, América do Sul, até área central do Chile e Argentina (Lowe McConnell, 1999; Reis *et al.*, 2003; Nelson *et al.*, 2016, Fricke *et al.*, 2020).

A família Characidae é a mais diversificada dentre os Characiformes Neotropicais, com aproximadamente 1.200 espécies válidas (Fricke *et al.*, 2020a; Nelson *et al.*, 2016). A grande maioria dos caracídeos é de pequeno porte, com comprimento-padrão máximo de 15 cm (Weitzman & Vari, 1988; Lucena & Menezes, 2003; Lima, 2003; Reis, 2003; Cardoso, 2003; Malabarba, 2003; Weitzman, 2003; Azevedo, 2010; Marinho, 2017), com exceção de espécies do gênero *Cynopotamus* Valenciennes, 1850, que podem atingir até 40 cm de comprimento (Lucena & Menezes, 2003). Habitam desde grandes rios a pequenos corpos de água, tais como cabeceiras de rios e riachos (Castro, 1999; Menezes *et al.*, 2007; Mirande, 2018), sendo alvos da pesca esportiva e de subsistência (ex. lambaris dos gêneros *Astyanax* Baird & Girard, 1854 e *Deuterodon* Eigenmann, 1907, e peixe-cachora *Cynopotamus*), além de muitas espécies serem atrativas para aquarofilia, tais como os tetras dos gêneros *Axelrodia* Géry, 1965, *Hemigrammus* Gill, 1858 e *Hyphessobrycon* Durbin, 1908 (Lima *et al.*, 2003; Weitzman, 2003; Fishbase, 2016; Nelson *et al.*, 2016), que apresentam pequeno porte e coloração viva e exuberante.

Devido a essa diversidade, existem diversos estudos sobre as hipóteses de relações filogenéticas de Characidae, analisando tanto sua relação com outras famílias de Characiformes, como as relações entre suas subfamílias. Oliveira e colaboradores (2011) propuseram uma nova definição para a família, a partir da análise de sequências de DNA mitocondrial e nuclear de 211 amostras, pertencentes a 166 gêneros de Characiformes. Esta definição, fortemente comparável ao táxon Characidae, reconhecido por Malabarba & Weitzman (2003), pode ser caracterizada morfologicamente pela ausência do osso supraorbital (Malabarba & Weitzman, 2003) e pela posição derivada da artéria hioide do ceratohial anterior (Castro, 1984), esta última considerada por Mirande (2010) como sinapomorfia de caracídeos distais.

Recentemente, uma nova hipótese filogenética para a família foi proposta por Mirande (2018), elaborada a partir de 520 caracteres morfológicos (incluindo três espécies fósseis) e 2.882 caracteres moleculares, utilizando marcadores mitocondriais, ribossomais e nucleares. Mirande (2018) confirmou a hipótese de monofiletismo da família, identificando mais três sinapomorfias morfológicas para Characidae viventes, em acréscimo à perda do osso supraorbital: presença de ranhura no ceratohial anterior, para articulação dos raios branquiostegais; pedicelo neural da terceira vértebra reduzido e não sincrondalmente articulado com o complexo neural; e a presença de quatro ou menos supraneurais. Além disso, propôs a reorganização de Characidae em oito subfamílias: Spitherobolinae (nova subfamília), Stethaprioninae, Stevardiinae, Aphyocharacinae, Characinae, Cheirodontinae, Exodontinae e Tetragonopterinae, além de gêneros classificados como *incertae sedis*. Fricke e colaboradores (2019a) reconhecem as subfamílias propostas por Mirande (2018), juntamente com a subfamília Aphyoditeinae (Mirande, 2010; Oliveira *et al.*, 2011), que não foi validada nas análises realizadas por Mirande (2018).

Stevardiinae, uma das subfamílias de Characidae, é amplamente distribuída na América Central e do Sul, com ocorrência em ambos os lados da Cordilheira dos Andes, desde a Costa Rica até a região central da Argentina (Mirande, 2010; Thomaz *et al.*, 2015). Atualmente, possui 350 espécies válidas (Fricke *et al.*, 2020), distribuídas em sete tribos: Eretmobryconini (nova tribo), Xenurobryconini (*sensu* Weitzman & Fink, 1985), Hemibryconini (novo uso), Creagrutini (novo uso), Diapomini (novo uso), Stevardiini (novo uso) e Glandulocaudini (*sensu* Menezes & Weitzman, 2009) (Thomaz *et al.*, 2015; Mirande, 2018), além de gêneros *incertae sedis*. Stevardiinae pode ser diagnosticada, com algumas exceções, pela presença de ii,8 raios (dois raios não-ramificados e oito raios ramificados) na nadadeira dorsal; e quatro dentes na fileira secundária da pré-maxila (Mirande, 2018).

Muitos gêneros e espécies de Stevardiinae eram anteriormente alocados em outras subfamílias. Uma das primeiras revisões sistemáticas sobre Stevardiinae foi realizada por Weitzman & Fink (1985), que anteriormente era nomeada como Glandulocaudinae (Eigenmann, 1914), porém estes não puderam confirmar o monofiletismo da subfamília. Weitzman & Menezes (1998) apresentaram uma nova filogenia para a então subfamília Glandulocaudinae (=Stevardiinae), baseada em caracteres sexuais secundários de machos, definindo quatro tribos estáveis, dentre elas a tribo Glandulocaudini, formada então pelos gêneros *Glandulocauda* Eigenmann, 1911 e *Mimagoniates* Regan, 1907. Posteriormente, Malabarba & Weitzman (2003) propuseram o monofiletismo putativo da subfamília,

denominada de “clado A”, baseada em quatro sinapomorfias morfológicas, duas das quais são atualmente usadas para delimitar a subfamília Stevardiinae (Mirande, 2018).

Weitzman e colaboradores (2005) consideraram que a tribo Glandulocaudini (*sensu* Weitzman & Menezes, 1998), pertencente à subfamília Glandulocaudinae (*sensu* Weitzman & Menezes, 1998) deveria ser reconhecida como uma subfamília separada, pois as escamas e raios da nadadeira caudal das espécies desta tribo não eram homólogas às das outras espécies da subfamília, sendo então elevada à categoria de subfamília Glandulocaudinae (*sensu* Weitzman *et al.*, 2005), e as outras espécies foram alocadas na nova subfamília Stevardiinae. Menezes & Weitzman (2009) reconheceram a subfamília Glandulocaudinae, diagnosticada a partir da tribo Glandulocaudini (Weitzman & Menezes, 1998), incluindo o gênero *Lophiobrycon* Castro, Ribeiro, Benine & Melo 2003, e redefinindo algumas espécies de *Glandulocauda* e *Mimagoniates*.

Posteriormente, Mirande (2010) e Oliveira e colaboradores (2011) afirmaram que Stevardiinae (*sensu* Weitzman *et al.*, 2005) seria polifilética, resultado similar encontrado por Calcagnotto *et al.* (2005) e Javonillo *et al.* (2010), e demonstraram o monofiletismo da subfamília Glandulocaudinae *sensu* Menezes & Weitzman (2009), incluindo-a novamente como tribo de Stevardiinae. O monofiletismo da subfamília Stevardiinae foi confirmado no trabalho de Thomaz e colaboradores (2015) e posteriormente por Mirande (2018), que obteve grupos internos congruentes aos encontrados por Thomaz *et al.* (2015).

A tribo Glandulocaudini tem distribuição conhecida em ambientes de água doce do leste e sul do Brasil, no Paraguai e nordeste do Uruguai (Menezes & Weitzman, 2009). Apresenta como caráter diagnóstico a presença de escamas terminais hipertrofiadas do pedúnculo caudal estendendo-se sobre a nadadeira caudal a partir da porção ventral do lobo dorsal da nadadeira caudal, que recobrem parcial ou totalmente o órgão caudal, constituído por células secretoras de substância de alarme do tipo club (Menezes & Weitzman, 2009). A tribo possui dez espécies válidas e uma em processo de descrição, alocadas em três gêneros: *Glandulocauda*, *Mimagoniates* e *Lophiobrycon*.

O gênero *Lophiobrycon* possui uma única espécie descrita, *L. weitzmani* Castro, Ribeiro, Benine e Melo, 2003, endêmica de riachos de cabeceira do médio rio Grande, pertencente à bacia do alto rio Paraná (Castro *et al.*, 2003; Menezes & Weitzman, 2009), no entorno do Parque Nacional (PARNA) Serra da Canastra, estado de Minas Gerais (Akama *et al.*, 2018b). Segundo Castro e colaboradores (2003), a espécie ocorre próxima às margens, tanto no canal principal do rio como em áreas inundadas e pantanosas tributárias, com pouca corrente, sobre substrato lodoso com grande quantidade de material vegetal em

decomposição. A espécie encontra-se ameaçada de extinção na categoria Em Perigo (EN) (MMA, 2014; Akama *et al.*, 2018b), devido a alterações de habitat em decorrência de atividades agropecuárias, mineração de pedras ornamentais, assoreamento e diminuição da mata ripária, sugerindo fragmentação severa da população (Akama *et al.*, 2018b). Existe uma nova espécie de *Lophiobrycon* em avançado processo de descrição, com ocorrência em riachos da margem direita do rio Grande, bacia do alto rio Paraná (R.M.C. Castro, com. pess.).

O gênero *Glandulocauda* inclui duas espécies: *Glandulocauda melanopleura* (Ellis, 1911) e *Glandulocauda caerulea* Menezes & Weitzman, 2009. *Glandulocauda melanopleura* é conhecida do alto rio Tietê, bacia do alto rio Paraná, e de porções altas de drenagens costeiras adjacentes dos rios Guaratuba, Itatinga e Ribeira de Iguape, estado de São Paulo (Menezes & Weitzman, 2009). *Glandulocauda caerulea*, chamada de piabinha, ocorre nos trechos alto médio da bacia do rio Iguaçu, estados do Paraná e Santa Catarina (Menezes & Weitzman, 2009, Akama *et al.*, 2018a). Essa região é alvo da expansão urbana e do desmatamento para atividades agrícolas, com acentuado assoreamento e carreamento de agrotóxicos, ocasionando a perda da qualidade de habitat para a espécie, sendo por este motivo, avaliada como EN (MMA, 2014; Akama *et al.*, 2018a), mesma categoria de extinção da lista nacional vermelha anterior, onde foi avaliada como *G. melanopleura* Eigenmann, 1911 (MMA, 2004, Duboc & Menezes, 2008). Na lista vermelha estadual do Paraná (Estado do Paraná, 2004) também foi classificada como EN, e como Criticamente Ameaçada (CR) na lista vermelha de Santa Catarina (CONSEMA, 2011). Possivelmente, o gênero *Glandulocauda* é parafilético, como verificado em análises genéticas realizadas por Camelier e colaboradores (2018a), mas, por questões de estabilidade, o nome do gênero será mantido.

O gênero *Mimagoniates* possui sete espécies válidas. *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1877), conhecida como piaba-azul, é uma espécie abundante que ocorre em drenagens costeiras desde o sul do estado da Bahia, até o norte do estado do Rio Grande do Sul, e também nas bacias do alto rio Iguaçu, Tibagi e alto rio Tietê (Menezes & Weitzman, 2009). Devido à sua ampla distribuição e grande diversidade genética, existem hipóteses de que *M. microlepis* seja um complexo de espécies crípticas, ou abriga um bom status de conservação em termos de variação genética (Torres & Ribeiro, 2009). Os autores, ainda, afirmam que a espécie está em pleno processo de diversificação. As análises de relógio molecular de Camelier e colaboradores (2018b) apontam o monofiletismo de *M. microlepis*, evidenciando certa estruturação genética.

Mimagoniates microlepis é diurna, típica de áreas sombreadas e de remansos, com correnteza moderada a fraca (Sabino & Castro, 1990; Esteves & Lobon-Cerviá, 2001; Mazzoni & Iglesias-Rios, 2002; Barreto & Aranha, 2006; Esteves *et al.*, 2019). A espécie foi avaliada nacionalmente como não ameaçada, na categoria Menos Preocupante (LC) (ICMBio, 2018a).

Mimagoniates lateralis (Nichols, 1913), conhecida por lambari-azul-listrado, é uma espécie localmente abundante e pouco frequente, ocorrendo em drenagens costeiras de águas pretas localizadas ao sul do estado de São Paulo até o norte do estado de Santa Catarina (Menezes & Weitzman, 2009; Santos *et al.*, 2018a). Devido à degradação e fragmentação de seus habitats principalmente pela expansão imobiliária, foi avaliada nacionalmente e no estado de Santa Catarina como Vulnerável (VU) (CONSEMA, 2011; MMA, 2014; Santos *et al.*, 2018a), e no estado de São Paulo como CR (Estado de São Paulo, 2018).

Mimagoniates sylvicola Menezes e Weitzman, 1990, conhecida como piaba, tem distribuição atualmente disjunta em riachos costeiros de águas claras e escuras, localizados ao norte do estado da Bahia até o norte do estado do Espírito Santo (Menezes & Weitzman, 2009; Menezes & Lima, 2008; Burger *et al.*, 2011; Sarmento-Soares & Martins-Pinheiro, 2013; Santos *et al.*, 2018b; Camelier *et al.*, 2018b). Provavelmente, a espécie possuía uma distribuição contínua ao longo dos riachos costeiros, com possível perda de subpopulações locais (Santos *et al.*, 2018b). A espécie é altamente dependente de riachos com vegetação ripária para manter populações viáveis (Sarmento-Soares & Martins-Pinheiro, 2009, 2010; Menezes & Weitzman, 2009; Santos *et al.*, 2018b), sendo classificada na avaliação nacional e estadual da Bahia como EN, devido ao desmatamento dessa vegetação causado pela expansão imobiliária e por sua substituição pela cultura de eucalipto (MMA, 2014; SEMA, 2017; Santos *et al.*, 2018).

Mimagoniates rheocharis Menezes & Weitzman, 1990, conhecida por lambari-da-sombra, ocorre em riachos florestados com correnteza moderada a fraca, e ambientes lênticos de drenagens costeiras entre o sul do estado de Santa Catarina e o norte do estado do Rio Grande do Sul (Malabarba *et al.*, 2008; Menezes & Weitzman, 2009; Azevedo & Bertaco, 2016). A espécie é nacionalmente categorizada como Quase Ameaçada (NT) (ICMBio, 2014, 2018a), e VU no estado de Santa Catarina (CONSEMA, 2011).

Mimagoniates inequalis (Eigenmann, 1911), o lambari-coaxador, distribui-se em tributários do rio Jacuí e lago Guaíba, em riachos que drenam para a Lagoa dos Patos, e em bacias costeiras isoladas do sul do estado do Rio Grande do Sul, no Brasil, além de tributários do alto rio Negro, no Uruguai (Menezes & Weitzman, 2009), e no baixo rio Paraná, na

Argentina (Azpelicueta & Koeber, 2012). *Mimagoniates inequalis* foi avaliada nacionalmente como não ameaçada, sendo classificada como LC (ICMBio, 2018a).

Mimagoniates barberi Regan, 1907 é conhecida de tributários do lado esquerdo do rio Paraguai, tributários do rio Paraná, no Paraguai (Menezes & Weitzman, 2009) e na Argentina (Mantinian & Miquelarena, 2010). Como a espécie não possui ocorrência registrada oficialmente para o Brasil, não foi avaliada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) durante a elaboração da lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção (ICMBio, 2018a).

Mimagoniates pulcher Menezes & Weitzman 2009, coletada por Avelar em 1934 (holótipo e parátipos depositados no Museu Nacional do Rio de Janeiro (MNRJ) sob n° 17814 e 4233, respectivamente), é conhecida apenas de sua localidade-tipo “Porto Velho – São Luiz de Cáceres”, estado de Mato Grosso, Brasil. N.A. Menezes, em duas expedições à região de Cáceres (= São Luiz de Cáceres), MT, em 1991 e 1992, não conseguiu encontrar exemplares da espécie (Menezes & Weitzman, 2009). Além disso, outra expedição de coleta para Cáceres e região mais ao sul, entre Cuiabá e Cáceres, MT, realizada por N.A. Menezes, também não amostrou espécimes de *M. pulcher*. O referido pesquisador afirma, ainda, que a vegetação natural da região está parcialmente convertida em áreas de plantio de soja, e não foram encontrados ambientes de riachos de águas pretas, o que se atribui ser típico à espécie (Menezes & Weitzman, 2009). Provavelmente, a alteração de habitat prejudicou a qualidade dos riachos da região, e, segundo Menezes & Weitzman (2009), *M. pulcher* pode estar extinta, sendo categorizada como Dados Insuficientes (DD) na última avaliação do seu estado de conservação (ICMBio, 2014, 2018a).

Possivelmente, todos os membros da tribo Glandulocaudini são inseminadores, visto que foram encontrados espermatozoides na cavidade ovariana, em análises de cortes histológicos de ovários de fêmeas sexualmente maduras de *G. melanopleura*, *M. barberi*, *M. sylvicola*, *M. lateralis*, *M. rheocharis* e *M. microlepis* (Burns *et al.*, 1995), *M. inequalis* (Burns & Weitzman, 2005) e *L. weitzmani* (Castro *et al.*, 2003). É provável que ocorra uma associação interna entre os gametas masculinos e femininos; porém, o exato momento da fertilização dos gametas ainda é desconhecido para as espécies da tribo Glandulocaudini e diversas outras espécies inseminadoras da subfamília Stevardiinae (Burns *et al.*, 1995; Burns & Weitzman, 2005). Burns & Weitzman (2005) definem a inseminação como a capacidade de transferência de espermatozoides ao trato reprodutivo de fêmeas. Em algumas espécies de Stevardiinae, é possível observar algumas modificações nos testículos de machos sexualmente maduros (Burns & Weitzman, 2005), como a estocagem de espermatozoides na porção

posterior do testículo, onde ocorre a exclusão de células germinativas à medida que o testículo se desenvolve, permanecendo apenas as células de Sertoli (Pecio & Rafinsky, 1994; Pecio *et al.*, 2001; Burns *et al.*, 1995). Outro indício de inseminação é o alongamento do núcleo espermático (Burns *et al.*, 1995; Burns & Weitzman, 2005; Baicere-Silva *et al.*, 2011), que pode favorecer o deslocamento de espermatozoides no trato reprodutivo de fêmeas (Jamieson, 1987; Burns *et al.*, 1995; Weitzman & Menezes, 1998). Burns e colaboradores (1995) descrevem ainda a presença de espermatozeugmas em *G. melanopleura*, *M. sylvicola*, *M. rheocharis* e *M. microlepis*. As espermatozeugmas são pacotes espermáticos com espermatozoides orientados em uma mesma direção (Grier, 1981; Burns *et al.*, 1995; Burns & Weitzman, 2005). Outras evidências de inseminação são o complexo comportamento de corte reprodutiva (Nelson, 1964a,b), a deposição de ovos fertilizados por fêmea isolada; presença de órgão copulatório distinto em machos; e retenção de embriões em fêmeas de espécies vivíparas (Burns & Weitzman, 2005).

A fertilização externa é a estratégia reprodutiva mais comum em Teleostei, com poucas famílias de peixes apresentando fertilização interna, que incluem representantes das ordens Cyprinodontiformes (guaru, peixe-anual, quatrolho), Beloniformes (peixe-agulha), Atheriniformes (peixe-rei), Perciformes (perca-surfista), Gobiesociformes (peixe-ventosa), Scorpaeniformes (peixe-pedra), Ophidiiformes (peixe-enguia), Zeiformes (peixe-galo), Lepidogalaxiiformes (peixe-salamandra), Cypriniformes (carpa), Siluriformes (bagre), Characiformes (lambari) e Osteoglossiformes (peixe-borboleta-africano) (Nelson, 1964a; Mank *et al.*, 2005; Burns & Weitzman, 2005). Em Characidae, a inseminação ocorre em alguns poucos representantes, incluindo as subfamílias Stevardiinae (Glandulocaudini, Stevardiini, Xenurobryconini, alguns representantes de Hemibryconini e gêneros *incertae sedis*) (Burns *et al.*, 1995; Weitzman & Menezes, 1998; Thomaz *et al.*, 2015); Cheirodontinae (Burns *et al.*, 1997; Malabarba, 1998) e Stethaprioninae (Quagio-Grassiotto *et al.*, 2012). Algumas das vantagens seletivas da inseminação incluem aumento da probabilidade de fertilização dos ovócitos, proteção aos gametas em ambientes sazonalmente instáveis, e separação temporal e espacial da corte e ovoposição (Nelson, 1964a; Burns & Weitzman, 2005; Javonillo *et al.*, 2009). Essas características podem ser especialmente interessantes e adaptativas em rios e riachos passíveis de eventos frequentes de trombas ou cabeças d'água, quando toda a biota aquática é arrastada brutalmente à jusante (R.M.C Castro, com. pess.).

Os Glandulocaudini possuem distribuição atual endêmica em áreas de planícies em drenagens costeiras, áreas de planaltos do Escudo Cristalino Brasileiro e a ocorrência de algumas espécies em ambas as áreas (Menezes & Weitzman, 2009; Camelier *et al.*, 2018b). A

tribo provavelmente se originou durante o Mioceno superior (14,1 MA, com diversificação inicial estimada entre o Neogeno e Pleistoceno (10,8 – 1,4 MA) em áreas de planalto do Escudo Cristalino Brasileiro (Menezes *et al.*, 2008; Menezes & Weitzman, 2009; Camelier *et al.*, 2018b). Os gêneros *Lophiobrycon* e *Glandulocauda*, que ocorrem em áreas do Escudo Cristalino do Sudeste Brasileiro, podem ser considerados relictos de um ancestral com distribuição pretérita mais ampla (Menezes *et al.*, 2008). Além disso, diversos eventos de capturas fluviais (Menezes *et al.*, 2008) associados à intensa atividade tectônica durante o Paleogeno e Neoceno (Camelier *et al.*, 2018b), juntamente com conexões de paleodrenagens decorrentes da retração do nível do mar durante o Pleistoceno (Thomaz & Knowles, 2018; Camelier *et al.*, 2018b) explicariam os padrões de distribuição fragmentada de *Mimagoniates* da antiga área de drenagem do Escudo Cristalino para rios costeiros do leste do Brasil.

As espécies dessa tribo são extremamente exigentes quanto à qualidade ambiental (Mazzoni & Iglesias-Rios, 2002; Castro *et al.*, 2003; Sarmento-Soares & Martins-Pinheiro, 2006; Rosa & Lima, 2008; Menezes & Weitzman, 2009; ICMBio, 2018b), ocorrendo em ambientes bem preservados, com vegetação ripária presente, águas transparentes e frias. O alto grau de ameaça de extinção de alguns representantes da tribo é decorrente, principalmente, da degradação de qualidade dos ambientes de água doce, um dos mais ameaçados do planeta (Abell, 2002; Albert *et al.*, 2020; Castro & Polaz, 2020). Os principais impactos negativos são causados pela poluição proveniente de efluentes domésticos, agrícolas e industriais, assoreamento causado pelo desmatamento da vegetação ripária e pelo barramento dos corpos d'água, que tornam ambientes lóticos em lênticos, alterando assim toda a estrutura dos riachos, qualidade da água e, principalmente, eliminando pequenos nichos e locais de abrigo, de alimentação e de desova de pequenos peixes (Allan & Flecker, 1993; Agostinho *et al.*, 2004; Winemiller *et al.*, 2008).

Além desta introdução geral, a tese está organizada em dois capítulos. O primeiro capítulo apresenta uma análise comparativa das características biológicas sobre alimentação, reprodução, comportamento e ocupação de habitat para cada espécie, além de verificar a existência de sinal filogenético nessas características, levando-se em consideração a filogenia morfológica de Menezes & Weitzman (2009), e a filogenia molecular de Camelier *et al.* (2018) e a apresentada neste estudo, para inferir as condições do ancestral comum mais recente dos Glandulocaudini.

O segundo capítulo aborda um estudo sobre adequabilidade de habitat para uma das espécies de Glandulocaudini, *Mimagoniates sylvicola*, juntamente com a análise das áreas protegidas já estabelecidas para a região-alvo e a avaliação das ameaças à destruição dos

ambientes, para a proposição de ações de conservação para *M. sylvicola*, espécies sintópicas e seus ambientes. Além disso, o estudo fornece informações sobre os ambientes potenciais de ocorrência da espécie, que poderão direcionar futuros esforços de coleta. Em seguida, são apresentadas as conclusões finais para o estudo.

OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho foi caracterizar os aspectos reprodutivos, alimentares, comportamentais e de ocupação de habitat de nove espécies da tribo Glandulocaudini, e de uma espécie filogeneticamente próxima do grupo-externo, e analisá-los com base nas filogenias morfológicas e moleculares do grupo, para o melhor conhecimento e entendimento evolutivo de sua história natural. Também foi gerado um mapa de adequabilidade de habitat de *M. sylvicola*, escolhida como modelo dentre as espécies da tribo Glandulocaudini, para proposição de ações prioritárias de conservação para a espécie.

REFERÊNCIAS

- Abell, R. 2002. Conservation biology for the biodiversity crisis: A freshwater follow-up. **Conservation Biology**, 16: 1435–1437.
- Albert, J.S.; Destouni, G.; Duke-Sylvester, S.M.; Magurran, A.E.; Oberdorff, T.; Reis, R.E.; Winemiller, K.O.; Ripple, W.J. 2020. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. **Ambio**, 1-10, <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Agostinho, A.A., S.M. Thomaz, L.C. Gomes. 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **Ecohydrology and Hydrobiology**, 4: 255-268.
- Akama, A.; Netto-Ferreira, A.L.; Zanata, A.M.; Calegari, B.B.; Figueiredo, C.A.A.; Alves, C.B.M.; Cramer, C.A.; Zawadzki, C.H.; Röpke, C.P.; Moreira, C.R.; Gubiani, E.A.; Di Dario, F.; Vieira, F.; Martins, F.O.; Becker, F.G.; Carvalho, F.R.; Melo, F.A.G.; Lima, F.C.T.; Langeani, F.; Varella, H.R.; Fichberg, I.; Sousa, L.M.; Silva, L.V.; Py-Daniel, L.H.R.; Sarmiento-Soares, L.M.; Tencatt, L.F.C.; Duboc, L.F.; Britto, M.R.; Loeb, M.V.; Oyakawa, O.T.; Albornoz, P.C.L.; Carvalho, P.H.; Ota, R.P.; Ota, R.R.; Britzke, R.; Castro, R.M.C.; Reis, R.E.; Martins Pinheiro, R.F.; Souza-Lima, R.; Debona, T.; Carvalho, T.P.; Abilhoa, V.; Frana, V.A.; Gomes, V.N.; Graça, W.J.; Ohara, W.M. & Wosiacki, W.B. 2018a. *Glandulocauda caerulea* Menezes & Weitzman, 2009. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes**. Brasília: ICMBio.
- Akama, A.; Netto-Ferreira, A.L.; Zanata, A.M.; Calegari, B.B.; Figueiredo, C.A.A.; Alves, C.B.M.; Cramer, C.A.; Zawadzki, C.H.; Röpke, C.P.; Moreira, C.R.; Gubiani, E.A.; Di Dario, F.; Vieira, F.; Martins, F.O.; Becker, F.G.; Carvalho, F.R.; Melo, F.A.G.; Lima, F.C.T.; Langeani, F.; Varella, H.R.; Fichberg, I.; Sousa, L.M.; Silva, L.V.; Py-Daniel, L.H.R.; Sarmiento-Soares, L.M.; Tencatt, L.F.C.; Duboc, L.F.; Britto, M.R.; Loeb, M.V.; Oyakawa, O.T.; Albornoz, P.C.L.; Carvalho, P.H.; Ota, R.P.; Ota, R.R.; Britzke, R.; Castro, R.M.C.; Reis, R.E.; Martins Pinheiro, R.F.; Souza-Lima, R.; Debona, T.; Carvalho, T.P.; Abilhoa, V.; Frana, V.A.; Gomes, V.N.; Graça, W.J.; Ohara, W.M. & Wosiacki, W.B. 2018b. *Lophiobrycon weitzmani* Castro, Ribeiro, Benine & Melo, 2003. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes**. Brasília: ICMBio.
- Allan, J.D. & Flecker, A.S. 1993. Biodiversity Conservation in Running Waters. **BioScience**, 43 (1): 32-43
- Azevedo, M.A. 2010. Reproductive characteristics of characid fish species (Teleostei, Characiformes) and their relationship with body size and phylogeny. **Iheringia. Série Zoologia**, 100(4): 469-482.
- Azevedo, M.A., & Bertaco, V.A. 2016. Fishes from Parque Estadual de Itapeva, Rio Grande do Sul state, Atlantic Forest biome, Brazil. **Check List**, 12(4): 1-11.
- Azpelicueta, M. & Koerber, S. 2012. First record of *Mimagoniates inequalis* (Eigenmann, 1911) (Characiformes: Characidae) from Argentina. **Check List**, 8 (4): 784 – 786.

- Baicere-Silva, C.M.; Ferreira, K.M.; Malabarba, L.R.; Benine, R.C. & Quagio-Grassiotto, I. 2011. Spermatic characteristics and sperm evolution on the subfamily Stevardiinae (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). **Neotrop Ichthyol.**, 9: 377–92.
- Barreto, A.P. & Aranha, J.M.R. 2006. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23 (3): 779-788
- Burger, R.; Zanata, A.M. & Camelier, P. 2011. Estudo taxonômico da ictiofauna de água doce da bacia do Recôncavo Sul, Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, 11(4): 273-290.
- Burns, J.R.; Weitzman, S.H.; Grier, H.J. & Menezes, N.A. 1995. Internal Fertilization, Testis and Sperm Morphology in Glandulocaudine Fishes (Teleostei: Characidae:Glandulocaudinae). **Journal of Morphology**, 224:131-145.
- Burns, J.R., Weitzman, S.H. & Malabarba, L.R. 1997. Insemination in eight species of cheirodontine fishes (Teleostei: Characidae: Cheirodontinae). **Copeia**, 1997(2): 433-438.
- Burns, J.R. & Weitzman, S.H. 2005. Insemination in ostariophysan fishes. In: **Viviparous Fishes**, Uribe, M.C. & Grier, H.J. (Eds.). New Life Publications, Homestead, Florida. Pp. 107-135.
- Calcagnotto, D.; Schaefer, S.A.; DeSalle, R. 2005. Relationships among characiform fishes inferred from analysis of nuclear and mitochondrial gene sequences. **Mol Phylogenet Evol.**, 36: 135–53.
- Camelier, P.; Menezes, N.A.; Costa-Silva, G.J.; Oliveira, C. 2018a. Molecular and morphological data of the freshwater fish *Glandulocauda melanopleura* (Characiformes: Characidae) provide evidences of river captures and local differentiation in the Brazilian Atlantic Forest. **PLoS ONE** 13(3), e0194247: 1-25.
- Camelier, P.; Menezes, N.A.; Costa-Silva, G.J. & Oliveira, C. 2018b. Molecular phylogeny and biogeographic history of the Neotropical tribe Glandulocaudini (Characiformes: Characidae: Stevardiinae). **Neotropical Ichthyology**, 16(1), e170157: 1-12.
- Cardoso, A.R. 2003. Subfamily Rhoadsiinae. Pp. 213 – 214. In: **Check List of Freshwater Fishes of South and Central America**. Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris Jr., C.J. (Orgs.), EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Castro, R.M.C. 1984. Osteologia e relações filogenéticas de *Engraulisoma taeniatum* Castro, 1981 (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). Brazil: Universidade de São Paulo; 1984, Dissertação de Mestrado, São Paulo. 162p.
- Castro, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (eds.) **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI, PPGE, UFRJ, Rio de Janeiro. Pp. 139-155.
- Castro, R.M.C.; Ribeiro, A.C.; Benine, R.C. & Melo, A.L.A. 2003. *Lophiobrycon weitzmani*, a new genus and species of glandulocaudine fish (Characiformes: Characidae) from the rio

Grande drainage, upper rio Paraná system, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 1(1):11-19.

Castro, R.M.C. & Polaz, C.N.M. 2020. Small-sized fish: the largest and most threatened portion of the megadiverse neotropical freshwater fish fauna. **Biota Neotropica**, 20(1): e20180683, 1-12.

CONSEMA - Conselho Estadual do Meio Ambiente. 2011. Reconhece a Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 002, de 06 de dezembro de 2011. **Diário Oficial do Estado de Santa Catarina**, nº 19.237: 2-8.

Duboc, L.F. & Menezes, N.A. 2008. *Glandulocauda melanopleura* Eigenmann, 1911. In: In: Machado, A.B.M; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds) **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1.ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.

Estado de São Paulo. 2018. Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação, e dá providências correlatas. Decreto nº 63.853, de 27 de novembro de 2018. **Diário Oficial do Estado de São Paulo – Executivo**, Pp. 1.

Estado do Paraná. 2004. Estabelece a Política Estadual de Proteção à Fauna Nativa, seus princípios, alvos, objetivos e mecanismos de execução, define o Sistema Estadual de Proteção à Fauna Nativa – SISFAUNA, cria o Conselho Estadual de Proteção à Fauna – CONFAUNA, implanta a Rede Estadual de Proteção à Fauna Nativa – Rede PRÓ-FAUNA e dá outras providências. Decreto nº 3148 de 15 de junho de 2004. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, nº 6750.

Esteves, K.E., & Lobón-Cerviá, J. 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, 62(4): 429-440.

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), e180120: 1-12.

Fishbase. 2016. Fishbase Data Sources. Disponível em www.fishbase.org. Acesso em abril de 2016.

Fricke, R.; Eschmeyer, W.N. & Van der Laan, R. (eds). 2020. **CATALOG OF FISHES: GENERA, SPECIES, REFERENCES**. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 28 Julho 2020.

Grier, H.J. 1981. Cellular organization of the testis and spermatogenesis in fishes. **Am. Zool.**, 21: 345-357.

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2014. **Lista de Espécies Quase Ameaçadas e Com Dados Insuficientes**. Disponível em <http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/lista-de-especies-dados-insuficientes>. Acesso em julho de 2016.

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018a. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I**. Brasília: ICMBio. 492p. Disponível em http://icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018b. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I - Peixes. 1232p. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: ICMBio. Disponível em http://icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol6.pdf

Jamieson, B.G.M. 1987. A biological classification of sperm types, with special reference to annelids and molluscs, and an example of spermiocladistics. In H. Mohri (ed), **New Horizons in Sperm Cell Research**. New York: Gordon and Breach Scientific Publishing, 311-332.

Javonillo, R.; Burns, J.R. & Weitzman, S.H. 2009. Sperm modifications related to insemination, with examples from the Ostariophysi. In: Jamieson B, editor. **Reproductive biology and phylogeny of fishes (Agnathans and Bony fishes)**. Enfield: Science Publishers; 723–63.

Javonillo R, Malabarba LR, Weitzman SH & Burns JR. 2010. Relationships among major lineages of characid fishes (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes), based on molecular sequence data. **Mol Phylogenet Evol.**, 54: 498–511.

Lima, R.S. 2003. Subfamily Aphyocharacinae. Pp. 197 – 199. In: **Check List of Freshwater Fishes of South and Central America**. Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris Jr., C.J. (Orgs.), EDIPUCRS, Porto Alegre.

Lima, F.C.T.; Malabarba, L.R.; Buckup, P.A.; Pezzi da Silva, J.F.; Vari, R.P.; Harold, A.; Benine, R.; Oyakawa, O.T.; Pavanelli, C.S.; Menezes, N.A.; Lucena, C.A.S.; Malabarba, M.C.S.L.; Lucena, Z.M.S.; Reis, R.E.; Langeani, F.; Cassati, L.; Bertaco, V.A.; Moreira, C. & Lucinda, P.H F. 2003. Genera Incertae Sedis. Pp. 104 – 169. In: **Check List of Freshwater Fishes of South and Central America**. Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris Jr., C.J. (Orgs.), EDIPUCRS, Porto Alegre.

Lowe McConnell, R.H. 1999. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A.A.; Cunningham, P.T.M. São Paulo, Edusp, 534 p.

Lucena, C.A.S. & Menezes, N.A. 2003. Subfamily Characinae. Pp. 200 – 208. In: **Check List of Freshwater Fishes of South and Central America**. Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris Jr., C.J. (Orgs.), EDIPUCRS, Porto Alegre.

Malabarba, L.R. 1998. Monophyly of the Cheirodontinae, characters and major clades (Ostariophysi: Characidae). p. 193-233. **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes**. Porto Alegre, Edipucrs.

Malabarba, L.R. 2003. Subfamily Cheirodontinae. Pp. 215 – 221. In: **Check List of Freshwater Fishes of South and Central America**. Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris Jr., C.J. (Orgs.), EDIPUCRS, Porto Alegre.

Malabarba, L.R. & Weitzman, S.H. 2003. Descriptions of a new genus from southern Brazil, Uruguay and Argentina, with a discussion of a putative characid clade (Teleostei: Characiformes: Characidae). **Comun. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS Sér. Zool.**, 16 (1): 67-151.

Malabarba, L.R.; Azevedo, M.A. & Menezes, N.A. 2008. *Mimagoniates rheocharis* Menezes & Weitzman 1990. In: Machado, A.B.M; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds) **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1.ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.

Mantinian, J.E. & Miquelarena, A.M. 2010. Pisces, Characiformes, Characidae, Glandulocaudinae, *Mimagoniates barberi* Regan, 1907: First Argentinean distribution record. **Check List**, 6 (3): 416-418.

Mazzoni, R., & Iglesias-Rios, R. 2002. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 62(1): 171-178.

Menezes, N.A.; Weitzman, S.H.; Oyakawa, O.T.; Lima, F.C.T.; Castro, R.MC. & 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**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo – MZUSP. São Paulo. 407 p.

Menezes, N.A. & Lima, F.C.T. 2008. *Mimagoniates sylvicola* Menezes & Weitzman 1990. IN: Machado, A. B. M; Drummond, G. M. & Paglia, A. P. (eds) **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1.ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas. Pp. 80-81

Menezes, N.A.; Ribeiro, A.C.; Weitzman, S.H. & Torres, R.A. 2008. Biogeography of Glandulocaudinae (Teleostei: Characiformes: Characidae) revisited: phylogenetic patterns, historical geology and genetic connectivity. **Zootaxa** 1726: 33–48.

Menezes, N.A. & Weitzman, S.H. 2009. Systematics of the Neotropical fish subfamily Glandulocaudinae (Teleostei: Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, 7(3): 295-370.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2004. Instrução Normativa nº 05. Reconhece como espécies ameaçadas de extinção e espécies sobreexplotadas ou ameaçadas de sobreexploração, os invertebrados aquáticos e peixes, constantes dos Anexos a esta Instrução Normativa. **Diário Oficial da União**, Seção 01, Pp. 136.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2014. Portaria nº 445. Reconhece como espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes

da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos". **Diário Oficial da União**, Seção 01, Pp. 126.

Mirande, J.M. 2010. Phylogeny of the family Characidae (Teleostei: Characiformes): from characters to taxonomy. **Neotropical Ichthyology**, 8(3): 385-568.

Mirande, J.M. 2018. Morphology, molecules and the phylogeny of Characidae (Teleostei, Characiformes). **Cladistics**, 0 : 1-19.

Nelson, K. 1964a. Behavior and morphology in the glandulocaudine fishes (Ostariophysi, Characidae). **University of California Publ. Zool.**, 75(2): 59-152.

Nelson, K. 1964b. The Temporal Patterning of Courtship Behaviour in the Glandulocaudine Fishes (Ostariophysi, Characidae). **Behaviour**, 24 (1/2): 90-146.

Nelson, K. 1964c. The evolution of a pattern of sound production associated with courtship in the Characid fish, *Glandulocauda inequalis*. **Evolution**, 18 (4): 526- 540.

Nelson, J.S., Grande, T.C.; Wilson, M.V.H. 2016. **Fishes of the World**. John Wiley & Sons, Inc. 5th edition. 707 p.

Oliveira, C.; Avelino, G.S.; Abe, K. T.; Mariguela, T.C.; Benine, R. C.; Ortí, G.; Vari, R.P. & Castro, R.M.C. 2011. Phylogenetic relationships within the speciose family Characidae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes) based on multilocus analysis and extensive ingroup sampling. **BMC Evolutionary Biology**, 11 (275): 1- 25.

Pecio A, Rafinski J. 1994. Structure of the Testes, Spermatozoa and Spermatozeugmata of *Mimagoniates barberi* Regan, 1907 (Teleostei: Characidae), an Internally Fertilizing, Oviparous Fish. **Acta Zoologica**, 75, (3): 179-185

Pecio, A.; Lahnsteiner, F. & Rafinski, J. 2001. Ultrastructure of the epithelial cells in the aspermatogenic part of the testis in *Mimagoniates barberi* (Teleostei: Characidae: Glandulocaudinae) and the role of their secretions in spermatozeugmata formation. **Ann Anat**, 183: 427-435.

Quagio-Grassiotto, I.; Malabarba, L.R.; Azevedo, M.A.; Burns, J.R.; Baicere-Silva, C.M.; Quevedo, R. 2012. Unique derived features in spermiogenesis and sperm morphology supporting a close relationship between the species of *Hollandichthys* and *Rachoviscus* (Characiformes: Characidae). **Copeia**. 4: 609–25.

Reis, R.E.; S.O. Kullander, & Ferraris Jr., C.J. 2003. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre. EDIPUCRS. 742 p.

Reis, R.E. 2003. Subfamily Tetragonopterinae. Pp. 212. In: **Check List of Freshwater Fishes of South and Central America**. Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris Jr., C.J. (Orgs.), EDIPUCRS, Porto Alegre.

Rosa, R.S. & Lima, F.C.T. 2008. Os Peixes Brasileiros Ameaçados de Extinção. In: Machado, A.B.M; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (eds) **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1.ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.

Santos, A.C.A.; Silva, A.T.; Zanata, A.M.; Chamon, C.C.; Pavanelli, C.S.; Oliveira, Fábio Vieira, C.A.M.; Carvalho, F.R.; Langeani, F.; Ingenito, L.F.S.; Sarmento-Soares, L.M.; Duboc, L.F.S.; Brito, M.F.G.; Britto, M.R.; Albornoz, P.C.L.; Camelier, P.; Castro, R.M.C.; Pinheiro, R.F.M.; Lima, S.M.Q. & Ramos, T.P.A. 2018a. *Mimagoniates lateralis* (Nichols, 1913). In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes**. Brasília: ICMBio.

Santos, A.C.A.; Silva, A.T.; Zanata, A.M.; Chamon, C.C.; Pavanelli, C.S.; Oliveira, C.A.M.; Vieira, F.; Carvalho, F.R.; Langeani, F.; Ingenito, L.F.S.; Sarmento-Soares, L.M.; Duboc, L.F.; Brito, M.F.G.; Britto, M.R.; Albornoz, P.C.L.; Cardoso, P.C.A.; Castro, R.M.C.; Martins Pinheiro, R.F.; Lima S.M.Q. & Ramos, T.P.A. 2018b. *Mimagoniates sylvicola* Menezes & Weitzman, 1990. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes**. Brasília: ICMBio.

Sarmento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2006. *Mimagoniates sylvicola* (Characidae: Glandulocaudinae): espécie ameaçada de extinção em riachos litorâneos do extremo sul da Bahia, Brasil. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, 83: 3-4.

Sarmento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2009. Diversidade e endemismo de peixes de riacho no extremo sul da Bahia. **Boletim SBI**, 97: 10-12.

Sarmento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2010. A Microbacia de Cumuruxatiba, BA. **Boletim SBI**, 99: 9-12.

Sarmento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2013. A fauna de peixes na REBIO Córrego Grande e seu entorno direto, Espírito Santo, Brasil. **Bol. Mus. Biol. Mello Leitão**, 31: 25-57.
SEMA - Secretaria Estadual do Meio Ambiente. 2017. Torna pública a Lista Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado da Bahia. Portaria nº 37 de 15 de agosto de 2017. **Diário Oficial do Estado da Bahia** de 22 de agosto de 2017.

Torres, R.A. & Ribeiro, J. 2009. The remarkable species complex *Mimagoniates microlepis* (Characiformes: Glandulocaudinae) from the Southern Atlantic Rain forest (Brazil) as revealed by molecular systematic and population genetic analyses. **Hydrobiologia**, 617:157–170.

Thomaz, A.T.; Arcilla, D.; Ortí, G. & Malabarba, L.R. 2015. Molecular phylogeny of the subfamily Stevardiinae Gill, 1858 (Characiformes: Characidae): classification and the evolution of reproductive traits. **BMC Evolutionary Biology**, 15 (146): 1- 25.

Thomaz, A.T. & Knowles, L.L. 2018. Flowing into the unknown: inferred paleodrainages for studying the ichthyofauna of Brazilian coastal rivers. **Neotropical Ichthyology**, 16(3): e180019: 1-13.

Weitzman, S.H. & Fink, S.V. 1985. Xenobryconin Phylogeny and Putative Pheromone Pumps in Glandulocaudine Fishes (Teleostei: Characidae). **Smithsonian Contributions to Zoology**, 421: 127 p.

Weitzman, S.H. & Malabarba, L.R. 1998. Perspectives about the phylogeny and classification of the Characidae (Teleostei: Characiformes). **Phylogeny and classification of Neotropical fishes**, Pp. 161-170.

Weitzman, S.H. & Menezes, N.A. 1998. Relationships of the Tribe and Genera of the Glandulocaudinae (Ostariophysi: Characiformes: Characidae) with a Description of a New Genus *Chrysobrycon*. **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes**. Part 2, Characiformes: 171 – 192.

Weitzman, S.H. 2003. Subfamily Glandulocaudinae. Pp. 222- 230. In: **Check List of Freshwater Fishes of South and Central America**. Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris Jr., C.J. (Orgs.), EDIPUCRS, Porto Alegre.

Weitzman, S.H.; Menezes, N.A.; Evers, H-G. & Burns, J.R. 2005. Putative relationships among inseminating and externally fertilizing characids, with a description of a new genus and species of Brazilian inseminating fish bearing an anal-fin gland in males (Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, 3(3): 329-360.

Winemiller, K.O.; Agostinho, A.A. & Caramaschi, E.P. 2008. Fish Ecology in Tropical Streams. In: Dudgeon, D. (Ed.) **Tropical Stream Ecology**. Elsevier Inc. Pp. 107-149.

CAPÍTULO 1

História natural e biologia evolutiva das espécies da tribo
Glandulocaudini (Characiformes: Characidae)

1. INTRODUÇÃO

As espécies de Glandulocaudini são representantes da ictiofauna de riachos de água doce neotropicais, caracterizada por seu endemismo, espécies de pequeno porte, e por seus ambientes com heterogeneidade ambiental e sujeitos a flutuações ambientais sazonais (trombas d'água, períodos de escassez de água) (Castro, 1999; Lowe McConnell, 1999; Magurran, 2009). Além disso, as espécies desta tribo são extremamente exigentes quanto à qualidade ambiental (Castro *et al.*, 2003b; Menezes & Weitzman, 2009), ocorrendo em habitat bem preservados, com vegetação ripária presente, de águas geralmente transparentes e frias.

O conhecimento da autoecologia de espécies e sua relação com a paisagem é muito importante no estudo de populações de peixes, gerando o conhecimento sinecológico. As teorias de estratégias de história de vida procuram explicar a relação entre a disponibilidade de recursos energéticos e o custo reprodutivo de cada espécie, como respostas adaptativas às variações ambientais (Pianka, 1970; Winemiller & Rose, 1992; Winemiller, 2005; Begon *et al.*, 2006), podendo prever respostas demográficas populacionais frente às perturbações em escalas temporais e espaciais (Winemiller, 2005). Uma das estratégias de conservação de peixes ameaçados de extinção é o conhecimento da biologia e distribuição geográfica das espécies, para auxiliar no delineamento de ações de conservação (Duboc & Menezes, 2008; Menezes & Lima, 2008; Abilhoa *et al.*, 2011). Ademais, parâmetros populacionais, reprodutivos e dados sobre alimentação e comportamento são essenciais para a conjectura do tipo de estratégia de história de vida, que também pode auxiliar na proposição de ações de conservação e mitigação de impactos causados em ambientes aquáticos (Winemiller, 2005; Olden & Kennard, 2010).

Assim, os aspectos ecológicos e biológicos de espécies não podem ser analisados fora de um contexto filogenético, já que todas as espécies possuem uma relação de parentesco evolutivo, em diferentes níveis hierárquicos. Deste modo, espécies filogeneticamente mais próximas entre si tendem a compartilhar características fenotípicas e biológicas semelhantes (Blomberg & Garland, 2002; Blomberg *et al.*, 2003). O mapeamento de caracteres biológicos e a reconstrução dos caracteres ancestrais em hipóteses filogenéticas são métodos utilizados para testar processos ecológicos e evolutivos, através do processamento de dados biológicos discretos e contínuos sobre as espécies viventes com a utilização de algoritmos computacionais (Harvey & Pagel, 1991). Segundo Brooks e colaboradores (2002), a análise filogenética pode fornecer perspectivas sobre adaptação de espécies, tais como a inferência de

aspectos sobre ecologia e comportamento de espécies pouco conhecidas a partir de dados disponíveis de outras espécies do mesmo clado; e a ecologia de qualquer espécie pode refletir características persistentes no ancestral ou características que evoluíram recentemente (autapomorfias).

Apesar de existirem trabalhos sobre biologia e aspectos da ecologia de algumas espécies de Glandulocaudini (p. ex. Sabino & Castro, 1999; Braga *et al.*, 2006; Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro, 2016), ainda faltam estudos detalhados e padronizados sobre a biologia, ecologia e comportamento dos membros da tribo, permitindo assim uma análise comparativa dos mesmos, e também a análise da evolução destas características no grupo.

2. OBJETIVOS

Os objetivos deste capítulo são:

- a) caracterizar, de maneira padronizada, os ambientes de ocorrência das espécies da tribo Glandulocaudini;
- b) caracterizar os aspectos da reprodução, alimentação, comportamento e ocupação de habitat de nove espécies da tribo Glandulocaudini, e de um membro filogeneticamente próximo como grupo-externo, *Pseudocorynopoma heterandria* Eigenmann, 1914 (tribo Stevardiini, subfamília Stevardiinae);
- c) comparar as características reprodutivas e alimentares das espécies tendo como base a filogenia morfológica proposta por Menezes & Weitzman (2009), a filogenia molecular mais recente da tribo proposta por Camelier *et al.* (2018), e também a partir de uma nova hipótese de relações filogenéticas, obtida neste estudo, com base na análise molecular do gene mitocondrial COI ;
- d) comparar os atos comportamentais de forrageamento e reprodutivos das espécies, assim como sua ocupação de habitat;
- e) mapear a evolução dos caracteres ecológicos e biológicos, e reconstruir a condição ancestral ao longo da história evolutiva do grupo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Áreas de estudo

Os critérios para seleção das áreas de estudo tiveram como base as informações disponíveis em coleções científicas de museus e consulta ao banco de dados georreferenciados SpeciesLink (SpeciesLink, 2001), nos quais foram selecionadas as coordenadas geográficas de lotes de expedições mais recentes e também com o maior número de exemplares coletados de cada espécie (**Figura 1.1**), levando em consideração a distribuição da tribo Glandulocaudini (Menezes & Weitzman, 2009). Ademais, a proximidade espacial em relação à cidade de Ribeirão Preto (SP) foi considerada para a escolha dos pontos, por questões logísticas e financeiras para a realização das coletas de campo. As coordenadas geográficas dos pontos correspondentes a cada espécie, contendo as informações sobre o local, bacia hidrográfica, cidade, estado e país estão discriminadas na **Tabela 1.1**.

Foram realizadas seis expedições de campo, com duração média de uma semana cada, para coleta de dados ambientais, exemplares e observação subaquática *in situ*. Não foi possível realizar a coleta de indivíduos de *Mimagoniates pulcher*, em virtude da falta de informações adicionais e incerteza sobre sua localidade-tipo, e de *Mimagoniates barberi* em riachos no Paraguai, devido a complicações logísticas e burocráticas para se coletar em outro país.

A amostragem de curta duração, também chamada de *snapshot* em experimentos naturais, leva em consideração a replicação espacial de um experimento, diferentemente de experimentos ditos de trajetória, que consideram a replicação temporal. A vantagem do experimento *snapshot* é a rapidez, e a maior independência estatística se comparada a experimentos temporais (Gotelli & Ellison, 2013). Esse tipo de delineamento amostral pode servir como protocolo mínimo de estudos ecológicos de curta duração, a fim de se obter informações não disponíveis sobre aspectos da biologia de espécies de peixes de riachos, agrupadas filogeneticamente (no caso em estudo, considere-se a tribo Glandulocaudini, sabidamente monofilética).

Os ambientes fluviais são sistemas abertos com dinâmica complexa, caracterizados por sua heterogeneidade ambiental, que se conecta em diferentes escalas: longitudinal (montante e jusante; canal principal e afluentes); lateral (canal principal do rio e área de inundação); vertical (canal principal do rio e aquífero aluvial); e temporal (Ward, 1989; Winemiller & Jepsen, 1998; Ward *et al.*, 2002; Piégay, 2003; Thorp *et al.*, 2006; Allan & Castilho, 2007).

Além disso, a dinâmica de rios e riachos pode ser influenciada pela altitude, geologia, clima e vegetação ripária, que alteram as características físico-químicas da água e transporte de sedimentos (Allan & Castilho, 2007). Os ambientes lóticos tropicais são marcados pela sazonalidade climática, com o aumento da temperatura e precipitação durante a primavera e verão, que provocam trombas d'água, aumentando o volume dos rios e provocando o alagamento regular de extensões de áreas de terra, expandindo sazonalmente o ambiente aquático (Lowe McConnell, 1999). Esses períodos são seguidos pela estação seca, entre o outono e inverno, onde ocorre a escassez de água, que diminui o volume dos corpos d'água e os níveis de oxigênio dissolvido, modificando a estrutura e interações da fauna aquática (Castro, 1999; Lowe McConnell, 1999; Winemiller, 1996; Begon *et al.*, 2006; Winemiller *et al.*, 2008; Magurran, 2009), de maneira que a ictiofauna é majoritariamente regulada pela sucessão das condições locais.

Sendo assim, para evitar diferenças temporais de estação seca e chuvosa entre as coletas, estas foram realizadas preferencialmente no período chuvoso, no segundo semestre de 2017, durante o ano de 2018, e no primeiro semestre de 2019. A escolha de se realizar as coletas durante o período chuvoso está em consonância com a literatura disponível sobre os peixes da família Characidae, a qual evidencia a maior porcentagem de indivíduos maduros entre a primavera e o verão, associadas a altas taxas de pluviosidade (Vazzoler & Menezes, 1992; Azevedo, 2010).

Portanto, as coletas foram realizadas conforme o proposto a seguir:

- a) expedição 1 (Outubro de 2017): bacia do alto rio Grande, em Minas Gerais, para coleta e observação das espécies *Lophiobrycon weitzmani* e *Lophiobrycon* sp. nov.;
- b) expedição 2 (Dezembro de 2017): bacia do alto rio Paraná, São Paulo (SP), para coleta e observação de *Glandulocauda melanopleura*; e riachos costeiros da bacia do rio Itanhaém, Itanhaém (SP), para coleta e observação de *Mimagoniates lateralis* e *M. microlepis*;
- c) expedição 3 (Março de 2018): bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova (PR), para coleta e observação de *Glandulocauda caerulea*;
- d) expedição 4 (Outubro de 2018): riachos costeiros de Cumuruxatiba (BA), para coleta e observação de *Mimagoniates sylvicola*;
- e) expedição 5 (Dezembro de 2018): bacias costeiras do norte do estado do Rio Grande do Sul, em Itati (RS) e Eldorado do Sul (RS), para coleta e observação de *Mimagoniates rheocharis* e *M. inequalis*;

- f) expedição 6 (Abril de 2019): bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes (SP), para coleta e observação de *Pseudocorynopoma heterandria*.

Figura 1.1 – Distribuição geográfica dos pontos escolhidos para a coleta e observação das oito espécies estudadas da tribo Glandulocaudini e também da espécie *Pseudocorynopoma heterandria* (tribo Stevardiini). As coordenadas geográficas de *Lophiobrycon* sp. nov. não foram incluídas por serem informações sigilosas (aguardando publicação dos dados).

Tabela 1.1 – Coordenadas geográficas (em graus, minutos e segundos) dos pontos de coleta das nove espécies da tribo Glandulocaudini amostradas e do representante do grupo-externo *Pseudocorynopoma heterandria*, contendo local de coleta, bacia hidrográfica e cidade e estado.

*As informações sobre a espécie não descrita de *Lophiobrycon* foram omitidas, pois aguardam publicação dos dados.

Espécie	Coordenadas Geográficas (lat/long)	Local	Bacia Hidrográfica	Cidade/Estado
<i>Lophiobrycon weitzmani</i>	20°12'13,5"S 46°55'20,5"O	Córrego Bom Jesus, Estância Carmen Silvia, afluente Rio Grande	Alto Rio Paraná	Delfinópolis (MG)
<i>Lophiobrycon</i> sp. nov.*	-	Alto rio Grande	Alto Rio Paraná	Minas Gerais
<i>Glandulocauda melanopleura</i>	23°59'17,9"S 46°44'17,2"O	Rio Capivari, próximo à nascente dentro do PESH Núcleo Curucutu	Rio Capivari-Monos	São Paulo (SP)
<i>Glandulocauda caerulea</i>	25°35'27,2"S 49°41'35,1"O	Córrego afluente do ribeirão Amola Faca, próximo à Fazenda Lara Maria.	Rio Iguaçu	Balsa Nova (PR)
<i>Mimagoniates sylvicola</i>	16°59'9,7"S 39°12'53,5"O	Rio do Sul, drenagem costeira	Drenagem costeira	Cumuruxatiba (BA)
<i>Mimagoniates lateralis</i>	24°13'06,4"S 46°55'50,6"O	Afluente do rio Preto	Rio Itanhaém	Itanhaém (SP)
<i>Mimagoniates microlepis</i>	24°01'38,1"S 46°42'20,8"O	Afluente do rio Branco	Rio Itanhaém	Itanhaém (SP)
<i>Mimagoniates rheocharis</i>	29°25'39,2"S 50°10'50,9"O	Arroio Bananeiras	Rio Tramandaí	Itati (RS)
<i>Mimagoniates inequalis</i>	30°06'39,1"S 51°41'19,3"O	Arroio afluente do arroio Calombos, na EEA da UFRGS	Rio Jacuí	Eldorado do Sul (RS)
<i>Pseudocorynopoma heterandria</i>	23°29'30"S 46°09'48,7"O	Ribeirão Botujuru, Alto Tietê, Serra do Tapety	Rio Tietê	Mogi das Cruzes (SP)

3.2. Amostragem e análise de dados

3.2.1. Caracterização ambiental

A amostragem dos fatores ambientais foi baseada, com algumas modificações, no “Protocolo para levantamentos de peixes em módulos RAPELD”, do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (2006), modificado de Mendonça *et al.* (2005). As medidas foram tomadas

em três pontos para cada espécie: i) no ponto de observação *in situ*, ii) 25 metros à montante e iii) 25 metros à jusante, perfazendo um trecho de 50 metros em cada riacho amostrado. As variáveis físicas e químicas da água, tais como pH, temperatura (°C), turbidez (NTU), sólidos dissolvidos totais (TDS) (g/L), condutividade elétrica (mS/cm), potencial de oxirredução ou redox (mV) e oxigênio dissolvido (mg/L) foram medidas com sonda multiparâmetro de qualidade de água da marca Horiba, modelo U-52, calibradas previamente. A transparência horizontal da água foi mensurada com o auxílio de trena e disco de Secchi. A velocidade da correnteza nos pontos de coleta e observação foi medida com a utilização de um fluxômetro analógico da marca General Oceanics modelo 2030, e também através do método do objeto flutuante (Brower *et al.*, 1997), para velocidade superficial da água.

A estrutura do habitat foi avaliada de acordo com a largura do riacho (m), profundidade (cm), velocidade da correnteza (cm/s) e tipo de substrato predominante (argila, areia, cascalho, seixos, matacões, folhiço e lodo) (adaptado de Gorman & Karr, 1978). Também foi avaliado o estado de preservação da vegetação ripária, por observação direta, e a porcentagem de sombreamento no riacho (0-25%, 25-50%, 50-75% e 75-100%) por observação *in loco*, ou seja, por estimativa visual da cobertura do dossel. A ordem dos cursos d'água foi estimada pelo programa QGis versão 3.10.6 (QGis Development Team, 2020), segundo a classificação hierárquica de Horton-Strahler (Strahler, 1964).

Para a análise exploratória dos dados ambientais, foi verificada a correlação entre as variáveis abióticas de cada ponto de coleta, a partir do índice de correlação linear de Pearson (r) (Tabachnick & Fidell, 2013). Valores do índice de Pearson significativos ($p < 0,05$) indicam variáveis correlacionadas. As variáveis ambientais não correlacionadas entre si foram apresentadas em gráficos do tipo Boxplot (Tukey, 1977), onde foram identificados os quartis, as medianas como medidas de tendência central, e valores extremos.

A Análise de Componentes Principais (Principal Component Analysis – PCA) foi utilizada para reduzir a dimensionalidade do conjunto de dados das variáveis ambientais não correlacionadas (Gotelli & Ellison, 2013). Os dados foram transformados, para padronização das escalas, a partir da fórmula:

$$\frac{(x - média)}{dp}$$

sendo x o valor de cada dado ambiental, *média* o valor da média de cada variável e dp o valor do desvio-padrão calculado para cada média (Zar, 2010; Gotelli & Ellison, 2013). A PCA foi realizada no programa PAST versão 3.25 (Hammer *et al.*, 2001).

3.2.2. Ictiofauna

Para a coleta dos exemplares foram utilizados peneiras, puçás e rede de arrasto como petrechos de pesca. Após a coleta, os exemplares foram anestesiados com eugenol (óleo de cravo comercializável) e alguns indivíduos foram fixados em formalina tamponada a 10%, nela permanecendo por, pelo menos, 48 horas, e transferidos posteriormente para etanol 70%, para preservação (Castro *et al.*, 2003a). Sempre que possível, foram coletados pelo menos 30 indivíduos por espécie de Glandulocaudini e do membro-externo, em cada ponto amostral selecionado, com base no Teorema do Limite Central (Zar, 2010; Gotelli & Ellison, 2013). Porém, cada caso foi analisado de maneira independente, considerando o tamanho local de cada população para não causar danos aos estoques naturais. Também foram coletadas as espécies sintópicas da ictiofauna da área de ocorrência das espécies-alvo, tendo sido as mesmas identificadas com base na literatura disponível, de acordo com a nomenclatura taxonômica reconhecida em “Eschmeyer’s Catalog of Fishes” (Fricke *et al.*, 2019). Foram utilizados principalmente os livros de Oyakawa *et al.* (2006), Menezes *et al.* (2007), Graça & Pavanelli (2007); os guias de identificação de Ingenito *et al.* (2004), Baumgaertner *et al.* (2012), Malabarba *et al.* (2013), Gonçalves *et al.* (2017), Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro (2019); e os artigos de composição da ictiofauna local de Carvalho *et al.* (2012) e Bonato & Fialho (2016) e de revisão de nomenclatura do gênero *Astyanax* de Têran *et al.* (2020).

Cada população foi considerada como sendo representativa de cada espécie, para não incluir a variação intraespecífica nas análises. Porém, houve exceções quando o número amostral na localidade era insuficiente ($n_i < 30$), ou quando havia heterogeneidade do tipo de habitat entre as populações. A autorização de coleta científica SISBIO nº 58707-1 foi emitida para M.B.Moraes pelo ICMBio, sendo utilizada também a licença de coleta permanente de R.M.C.Castro, SISBIO nº 8777-1.

Para a coleta de material genético, os exemplares foram preservados diretamente em etanol absoluto (100%), rotulados individualmente, tomando o cuidado de não manipular desnecessariamente o material, para evitar a contaminação por DNA externo. As análises

genéticas foram realizadas pela equipe do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes (LBP) da Universidade Estadual Paulista (Unesp), *campus* de Botucatu.

Os indivíduos coletados foram tombados no Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto (LIRP), localizado na Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto (FFCLRP/ USP), sendo que todas as informações sobre as espécies estão disponíveis no banco de dados do *website* SpeciesLink (<http://splink.cria.org.br/>). Os exemplares foram medidos (comprimento padrão em mm), pesados (g), e eviscerados para determinação do sexo (machos, fêmeas, juvenis), e análise da cavidade visceral, dos estômagos e gônadas.

3.2.3. Estrutura populacional

A amplitude de comprimento-padrão das amostras das populações de cada espécie foi analisada, assim como a frequência dos indivíduos. Para verificar se existe ou não diferença entre o comprimento-padrão de machos e fêmeas, foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov (Siegel, 1975; Vanzolini, 1993), para cada espécie. Para a determinação da proporção sexual das amostras de cada espécie, foi aplicado o teste Qui-quadrado (χ^2), adotando o nível de significância de 5%.

3.2.4. Dieta

O grau de repleção estomacal (GR), proposto por Braga (1990), foi utilizado para classificar os estômagos em três categorias: GR1- sem alimento, GR2- parcialmente cheio e GR3- repleto. Para determinação da dieta, os conteúdos estomacais de estômagos parcialmente cheios (GR= 2) e cheios (GR=3) foram analisados em Placa de Petri sob estereomicroscópio, para identificação dos itens até o menor nível taxonômico possível, de acordo com literatura especializada (Borror & DeLong, 1969; Fernández & Domínguez, 2001; Costa *et al.*, 2006), classificando-os como itens autóctones (insetos aquáticos, crustáceos, algas), alóctones (insetos terrestres, folhas, frutos, sementes) ou indeterminados (fragmentos de itens digeridos). Além disso, foi usado o método subjetivo (Hyslop, 1980), a partir da avaliação visual qualitativa e quantitativa do volume ocupado por cada categoria alimentar em relação ao volume total do bolo alimentar.

A análise da dieta foi realizada baseando-se nos percentuais de frequência de ocorrência (Fo), volume (V) e número de componentes de cada item alimentar. O Índice

Alimentar (IA%), proposto por Kawakami e Vazzoler (1980), foi calculado segundo a fórmula:

$$IA = \left[\frac{(Fo \times V)}{\sum (Fo \times V)} \right] \times 100.$$

O hábito alimentar das espécies foi definido a partir dos itens predominantes na dieta, conforme estabelecido por Pinto e Uieda (2007). Além disso, o IA de itens autóctones e alóctones foram comparados pelo teste Qui-Quadrado (χ^2) para verificar se existem preferências por itens de diferentes origens, adotando-se o nível de significância de 5%.

3.2.5. Reprodução

Os estádios de maturidade gonadal (EM) foram definidos macroscopicamente com auxílio de estereomicroscópio, considerando a aparência dos ovócitos (em fêmeas), cor, vascularização e transparência das gônadas, nas categorias adaptadas de Vazzoler (1996) e Alkins-Koo (2000):

- a) estágio A (imaturo) – gônadas translúcidas, filamentosas, ocupando menos de 1/3 da cavidade abdominal, bem aderidas à parede dorsal do corpo. Ovários sob estereomicroscópio com luz inferior apresentam células esféricas transparentes, que correspondem às células pré-vitelogênicas, do lote estoque, presentes também em todos os estágios do desenvolvimento ovariano;
- b) estágio B (em maturação ou repouso) – gônadas maiores, ocupando cerca de 1/3 a 2/3 da cavidade celomática. Testículos mais esbranquiçados. Ovários com poucos ovócitos pequenos e médios (ovócitos vitelogênicos), opacos, coloração branca a amarelo-claro;
- c) estágio C (maduro) – gônadas túrgidas, ocupando de 2/3 a toda a cavidade celomática. Testículos esbranquiçados e opacos, apresentando lobos. Ovários com ovócitos vitelogênicos evidentes, opacos e amarelados;
- d) estágio D (esgotado) – gônadas flácidas, com membranas distendidas. Ovários apresentam ovócitos mais escurecidos, que correspondem aos folículos atrésicos.

Também foi analisada a Relação Gonadossomática (RGS), por sexo e por espécie, dada por:

$$RGS = \frac{Pg}{Pp} \times 100,$$

sendo Pg o peso das gônadas e Pp o peso do peixe (Wootton, 1990; Vazzoler & Menezes, 1992; Vazzoler, 1996). O peso das gônadas em indivíduos imaturos é mínimo, aumentando seu valor a partir da primeira maturação sexual. A cada desova, ocorre a diminuição do peso das gônadas, aumentando novamente de modo cíclico no próximo período reprodutivo (Vazzoler, 1996). A RGS é um indicativo do período reprodutivo, juntamente com a análise de frequência percentual dos estádios de maturidade (Vazzoler, 1996) e de gordura acumulada na cavidade visceral (Braga, 1990).

A análise da fecundidade absoluta foi realizada para as fêmeas com ovários maduros (C) ou com desenvolvimento avançado (B) para cada espécie, conforme metodologia estabelecida por Vazzoler (1996). Após permanecerem um tempo em solução de Gilson não tóxica (Friedland *et al.*, 2005) para dissociação total dos ovócitos do epitélio germinativo e folículos ovarianos, os ovários foram lavados em sucessivos banhos em etanol 70%, limpos do epitélio ovariano e estocados em etanol 70%.

Os ovócitos dissociados pertencentes a cada par de ovários foram analisados pelo método volumétrico para estimativa da fecundidade absoluta (Vazzoler, 1996 modificado). Os ovócitos pré-vitelogênicos e vitelogênicos foram contados na totalidade, e foram medidos os respectivos diâmetros dos ovócitos de cada amostra, por meio de ocular milimétrica sob estereomicroscópio. Não foram considerados para a estimativa da fecundidade os ovócitos perinucleolares pertencentes ao lote estoque. O tipo de desova foi inferido a partir da análise de distribuição de frequência do diâmetro dos ovócitos de cada par de ovários, verificando-se a presença de uma moda (desova total) ou duas ou mais modas (desova parcelada) e, assim, determinando o diâmetro a partir do qual o ovócito será liberado durante a reprodução (Vazzoler, 1996). Os gráficos de cada ovário foram agrupados de acordo com a moda, para análise de grupos de desenvolvimento de ovócitos.

As correlações entre fecundidade absoluta, comprimento-padrão, peso da fêmea e RGS foram calculadas a partir do modelo de regressão ordinária dado por:

$$F = A + BX,$$

sendo F a fecundidade absoluta, X a variável considerada, A o valor numérico do intercepto e B o coeficiente angular, estimados pelo método dos mínimos quadrados, após transformação logística dos dados (Sparre & Venema, 1997). Valores do coeficiente de determinação (R^2) acima de 0,5 foram considerados como indicativos de variáveis correlacionadas.

A energia total adquirida por um organismo via alimentação pode ser dividida, sumariamente, em quatro categorias: 1) manutenção, utilizada para atender aos requerimentos metabólicos para a sobrevivência do indivíduo, sendo considerada prioritária; 2) crescimento, que corresponde à produção de tecidos somáticos para sobrevivência, também prioritária; 3) reprodução, para atender ao desenvolvimento das gônadas, assim como estruturas e atividades relacionadas; e 4) reservas de energia, correspondente ao tecido adiposo localizado na cavidade visceral, que será utilizado para sobrevivência, crescimento e reprodução (Souza *et al.*, 2015). Sendo assim, a cavidade visceral de cada exemplar foi analisada quanto ao grau de gordura acumulada (GA) (Braga, 1990), sendo classificadas em: GA1- sem gordura, GA2- parcialmente com gordura e GA3- repleta de gordura. O grau de gordura acumulada pode servir como indicativo da condição corporal, e também dos meses que antecedem o período reprodutivo (Le Cren, 1951).

Vazzoler (1996) ressalta a importância da periodicidade de coletas de exemplares e exame das gônadas para determinar o período reprodutivo e tipo de desova da espécie. Não obstante, o intuito deste trabalho não é delimitar o período reprodutivo de cada espécie, e sim analisar e caracterizar a fecundidade e RGS, e inferir o tipo de desova, que são indicativos do período ou atividade reprodutiva, e realizar uma comparação entre as espécies.

3.2.6. Comportamento

Para análise dos aspectos comportamentais das espécies, as observações subaquáticas foram feitas durante dois dias em cada ponto amostral, em dois períodos (matutino e noturno), utilizando-se de equipamentos de mergulho livre (roupa isotérmica de neoprene, máscara facial com snorkel) e lanternas subaquáticas com filtros vermelhos, fundamentais nos períodos crepusculares e noturnos (Sabino, 1999). Os locais específicos de observação foram escolhidos levando-se em consideração a transparência horizontal da água, a quantidade de peixes no campo de visão, e a facilidade de acesso e de permanência para as observações, pois é importante e recomendável que o observador não se movimente muito para não espantar os peixes. Aspectos de segurança física da equipe em campo também foram sempre considerados e planejados, especialmente à noite.

As observações tiveram duração de uma hora e meia a cada período, sempre que possível, sendo dois dias para o período diurno e um dia para o período crepuscular/noturno, totalizando quatro horas e meia de observação para cada espécie de *Glandulocaudini* estudada e também para *Pseudocorynopoma heterandria*. Foram identificados e anotados os principais comportamentos reprodutivos, alimentares e agonísticos, e os movimentos das espécies, individual e coletivamente, adotando os métodos *ad libitum* e animal-focal ou subgrupo focal (Altmann, 1974), sendo categorizados de acordo com os trabalhos sobre comportamento de peixes disponíveis: Nelson (1964a), Keenleyside (1979), Sazima (1986), Sabino & Castro (1990) e Sabino (1999). Oportunamente, os comportamentos foram filmados utilizando-se câmeras subaquáticas Nikon AW 120 e GoPro Hero6. Também foi observada a presença de espécies sintópicas com os *Glandulocaudini*.

Além disso, foram verificadas as frequências percentuais de cada categoria de comportamento para cada espécie, sendo comparadas entre si e entre as espécies. Também foi elaborado um diagrama esquemático para ilustrar os principais comportamentos observados.

3.3. Análise comparativa de dados bióticos

As médias das variáveis bióticas contínuas de cada espécie foram analisadas pelo programa PAST versão 3.25 (Hammer *et al.*, 2001), a partir do teste estatístico não paramétrico de análise de variâncias por ranqueamento de Kruskal-Wallis (Zar, 2010), sendo comparadas a posteriori pelo teste de Tukey (Zar, 2010), adotando o nível de significância de 5% ($p=0,05$).

3.4. Análise evolutiva dos caracteres biológicos

3.4.1. Hipótese de relações filogenéticas

O estudo da evolução dos caracteres biológicos e ecológicos foi realizado com base na hipótese de relações filogenéticas modificada de Menezes & Weitzman (2009). Foram incluídos na matriz do referido trabalho os dados morfológicos da nova espécie de *Lophiobrycon*, além da espécie *P. heterandria*, escolhida como grupo-externo a partir das relações de parentesco propostas no cladograma molecular elaborado por Oliveira *et al.* (2011). A nova matriz de dados foi inserida no Programa TNT (Tree Analysis Using New Technology) versão 1.5 (Goloboff & Catalano, 2016), sendo gerada uma nova árvore

filogenética, usando o método da Máxima Parcimônia por busca heurística. Foram utilizadas medidas arbitrárias de comprimento de braço para a filogenia morfológica, segundo metodologia discutida por Garland *et al.* (2005).

Também foi utilizada a hipótese de relações filogenéticas para a tribo Glandulocaudini com base em dados moleculares de genes mitocondriais e nuclear, proposta por Camelier *et al.* (2018). Além disso, foi elaborada uma nova hipótese para a tribo, baseada nos terminais utilizados na filogenia de Camelier e colaboradores (2018), obtida a partir da análise das sequências do gene mitocondrial Citocromo C oxidase I (COI), disponibilizadas pelo GenBank (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>) das espécies-alvo do estudo (**Tabela 1.2**), juntamente com sequências de *P. heterandria*, obtidas no GenBank, e de *Lophiobrycon* sp. nov., obtidas pelo Claudio Oliveira (informação pessoal).

Tabela 1.2 – Lista de espécies de Glandulocaudini e do grupo-externo (Stevardiini) utilizadas para a elaboração da hipótese de relações filogenéticas baseada em dados moleculares, a partir do gene mitocondrial citocromo c oxidase subunidade I (COI); voucher; número da sequência disponibilizada no GenBank; número de pares de bases.

Espécie	Voucher	Nº GenBank	Nº pares de bases
<i>Lophiobrycon weitzmani</i>	MNRJ 31626	KF210232.1	522
<i>Lophiobrycon</i> sp. nov*	-	-	697
<i>Glandulocauda caerulea</i>	MZict 2615	MH036056	522
<i>Glandulocauda melanopleura</i>	LBP 24538	MG967568	522
<i>Mimagoniates lateralis</i>	LBP 70082	MG967575	522
<i>Mimagoniates microlepis</i>	LB P33039	MG967586	522
<i>Mimagoniates sylvicola</i>	LBP 70017	MG967576	522
<i>Mimagoniates inequalis</i>	LBP 21275	MG967571	522
<i>Mimagoniates rheocharis</i>	TEC 911C	MG967573	506
<i>Pseudocorynopoma heterandria</i> *	LBP 40241	GU701921	656

*Espécies adicionadas, não contidas na análise de Camelier *et al.* (2018).

O alinhamento das sequências genéticas foi realizado a partir do software Muscle (<http://ebi.ac.uk/Tools/msa/muscle/>) (Edgar, 2004), editado no BioEdit versão 7.0.5.3 (Hall, 1999). O alinhamento das sequências foi analisado no programa PAUP versão 4.0a (Swofford, 2003), utilizando o método de Máxima Parcimônia por buscas exaustivas, e pelo método de Máxima Verossimilhança com buscas heurísticas pelos algoritmos de trocas de ramos NNI (Nearest-Neighbor Interchange), SPR (Subtree-Pruning-Regrafting) e TBR (Tree-Bisection-Reconnection), analisado estatisticamente através do teste *bootstrap* com 1.000 replicações. O método foi aplicado para alinhamento dos genes a partir do modelo evolutivo

GTR+G, selecionado por apresentar o menor valor de AIC dentre todos os modelos evolutivos (AIC 4.106,28) a partir da análise do programa jModelTest versão 2.1.10 (Darriba *et al.*, 2012). A melhor reconstrução da hipótese filogenética pelo método da Verossimilhança foi escolhida pela avaliação dos maiores valores de *bootstrap* dos nós das árvores de consenso resultantes das análises usando os três algoritmos (NNI, SPR e TBR), e também pelo menor número de politomias na árvore, para facilitar as análises estatísticas filogenéticas. Os comprimentos de ramos foram calculados simultaneamente pelo programa PAUP, pelo método padrão Newton-Raphson unidimensional (Swofford & Bell, 2017).

3.4.2. Sinal filogenético

Primeiramente, foi verificada a existência do sinal filogenético nas variáveis contínuas e discretas (Blomberg *et al.*, 2003) para as quatro árvores selecionadas: morfológica modificada de Menezes & Weitzman, molecular de Camelier *et al.* (2018), e as moleculares geradas no presente estudo pela Máxima Parcimônia e a árvore selecionada por Máxima Verossimilhança.

Para isso, foi calculado o parâmetro λ de Pagel (1999), sendo verificado através do teste Qui-Quadrado (χ^2) entre os dados observados na filogenia proposta e os dados observados aplicados a uma filogenia politômica, ou seja, sem padrão filogenético (filogenia estrelar), adotando um nível de significância de 5% ($p = 0,05$). O parâmetro K de Blomberg *et al.* (2003) foi calculado adicionalmente, sendo verificado sua significância a 5% ($p = 0,05$) a partir do teste de randomização, que avalia por meio da comparação entre a variância dos contrastes filogenéticos (PIC) reais e variância dos PICs obtidos pela aleatorização, na qual são geradas permutações aleatórias, que destroem qualquer padrão filogenético (Blomberg *et al.*, 2003).

As análises foram realizadas com a programação em linguagem R versão 4.0.2. (R Core Team, 2020), com os pacotes geiger (Analysis of Evolutionary Diversification) (Harmon *et al.*, 2008), ape (Analysis of Phylogenetics and Evolution) (Paradis & Schliep, 2018) e picante (R Tools for Integrating Phylogenies and Ecology) (Kembel *et al.*, 2010).

3.4.3. Mapeamento dos caracteres e reconstrução da condição ancestral

O mapeamento dos caracteres biológicos e a reconstrução das condições ancestrais foram realizados para as variáveis biológicas que apresentaram sinal filogenético nas

diferentes filogenias analisadas. Foi utilizado o método de Parcimônia pelo programa Mesquite versão 3.10 (<http://mesquiteproject.org/>) (Maddison & Maddison, 2016), e o método de Máxima Verossimilhança, utilizando o modelo evolutivo Browniano (Felsenstein, 1988), estimado pelos pacotes *geiger* (Harmon *et al.*, 2008) e *phytools* (Phylogenetic Tools for Comparative Biology - and Other Things) (Revell, 2012), pela plataforma R versão 4.0.2. (R Core Team, 2020), com intervalo de confiança de 95%. O modelo evolutivo Browniano considera que a variação da distribuição de um dado caráter é proporcional ao tempo de divergência, de acordo com o tamanho de cada comprimento de ramo sequencialmente (Felsenstein, 1988; Garland *et al.*, 2005). Além disso, o modelo considera a taxa de evolução constante ao longo dos ramos da árvore filogenética (Joy *et al.*, 2016).

A hipótese (H') de que a fecundidade evoluiu em resposta às outras variáveis, versus a hipótese nula (H0) de que a fecundidade evoluiu aleatoriamente, independente de outra variável, foi testada a partir de análises de variância filogenética, utilizando o modelo de evolução Browniano, com 1000 simulações, através da função "gls" do pacote nlme (Linear and Nonlinear Mixed Effects Models) (Pinheiro *et al.*, 2016).

4. RESULTADOS

Foi coletado um total de 457 indivíduos de Glandulocaudini em 12 localidades, sendo 41 exemplares de *Lophiobrycon* sp. nov., 71 de *L. weitzmani*; 34 de *G. melanopleura*; 34 de *G. caerulea*; 45 de *M. microlepis*; 33 de *M. lateralis*; 105 de *M. sylvicola*; 56 de *M. inequalis* e 38 de *M. rheocharis*. Também foram coletados 39 indivíduos de *P. heterandria*, espécie pertencente ao grupo-externo.

Foram analisados 287 estômagos (GR2 e GR3) e 191 gônadas de machos e fêmeas, das nove espécies de Glandulocaudini e de *P. heterandria*. Os dados biológicos analisados foram agrupados e apresentados separadamente, por espécie.

A ictiofauna distribuída nas áreas de ocorrência dos Glandulocaudini foi amostrada, totalizando 1.258 exemplares de 77 espécies, apresentados na **Tabela 1.3**.

Tabela 1.3 – Relação das espécies com distribuição nas áreas de ocorrência das espécies-alvos de Glandulocaudini, contendo Nome da Espécie, Número Amostral (N), Localidade, Bacia Hidrográfica e Espécie sintópica de Glandulocaudini. Legendas: ABJ (riacho afluente córrego Bom Jesus); AGR (afluente rio Grande); AIG (afluente rio Iguaçu); AMOL (riacho Amola-Faca); BAN (arroio Bananeiras); BAR (arroio Baratas); BRAN (afluente rio Branco); CAL (afluente arroio Calombos); CAP (afluente rio Capivari); COS (riachos costeiros); EMB (afluente rio Embu-Guaçu); PIN (arroio Pinto); PRET (afluente rio Preto); SUL (rio do Sul); *Lwei* (*Lophiobrycon weitzmani*); *Lsp* (*Lophiobrycon* sp. nov); *Gmel* (*Glandulocauda melanopleura*); *Gcae* (*Glandulocauda caerulea*); *Mmic* (*Mimagoniates microlepis*); *Mlat* (*Mimagoniates lateralis*); *Msyl* (*Mimagoniates sylvicola*); *Mine* (*Mimagoniates inequalis*); *Mrhe* (*Mimagoniates rheocharis*); C (Bacias Costeiras); Gr (rio Grande); Ig (rio Iguaçu); It (rio Itanhaém); J (rio Jacu); Ti (rio Tietê) e Tr (rio Tramandaí).

Nome da Espécie	N	Localidade	Bacia Hidrográfica	Espécie sintópica Glandulocaudini
Characiformes				
Characidae				
<i>Astyanax laticeps</i> (Cope, 1894)	1	CAL	J	<i>Mine</i>
<i>Astyanax</i> cf. <i>minor</i> Garavello & Sampaio, 2010	12	AMOL	Ig	<i>Gcae</i>
<i>Astyanax</i> cf. <i>serratus</i> Garavello & Sampaio, 2010	39	AMOL	Ig	<i>Gcae</i>
<i>Astyanax</i> sp.1	12	AMOL	Ig	<i>Gcae</i>
<i>Astyanax</i> sp.2	126	COS, SUL	C	<i>Msyl</i>
<i>Astyanax</i> sp.3	1	BAN	Tr	<i>Mrhe</i>
<i>Bryconamericus</i> cf. <i>microcephalus</i> (Miranda Ribeiro, 1908)	2	BRAN	It	<i>Msil</i>
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	1	BAN	Tr	<i>Mrhe</i>
<i>Bryconamericus lethostigmus</i> (Gomes, 1947)	1	BAN	Tr	<i>Mrhe</i>
<i>Bryconamericus</i> sp.	1	BAN	Tr	<i>Mrhe</i>
<i>Deuterodon iguape</i> Eigenmann, 1907	26	PRET, BRAN	It	<i>Mlat, Mmic</i>
<i>Deuterodon ribeirae</i> (Eigenmann, 1911)	26	CAP, EMB	It, Ti	<i>Gmel</i>
<i>Diapoma itaimbe</i> (Malabarba & Weitzman, 2003)	6	PIN	Tr	<i>Mrhe</i>
<i>Hollandichthys multifasciatus</i> (Eigenmann & Norris, 1900)	11	PRET, BRAN	It	<i>Mlat, Mmic</i>
<i>Hypessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	3	COS, SUL	C	<i>Msyl</i>

(Continua)

<i>Hyphessobrycon Boulengeri</i> (Eigenmann, 1907)	1	CAL	J	Mine
<i>Hyphessobrycon griemi</i> Hoedeman, 1957	1	PRET	It	Mlat
<i>Hyphessobrycon igneus</i> Miquelarena, Menni, López & Casciotta, 1980	19	CAL	J	Mine
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> Ellis, 1911	51	EMB, PRET, BRAN	Ti, It	Gmel, Mlat, Mmic
<i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner, 1877)	66	AMOL, AIG, CAP	Ig, It	Gcae, Gmel
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	2	CAL	J	Mine
<i>Psalidodon eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	16	CAL, BAN	J, Tr	Mine, Mrhe
<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	22	ABJ, CAL	Gr, J	Lwei, Mine
<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia, 1891	2	CAL	J	Mine
<i>Rachoviscus graciliceps</i> Weitzman & Cruz, 1981	32	COS, SUL	C	Msyl
Crenuchidae				
<i>Characidium cf. helmeri</i> Zanata, Sarmento-Soares & Martins-Pinheiro, 2015	48	COS, SUL	C	Msyl
<i>Characidium cf. lanei</i> Travassos, 1967	2	PRET	It	Mlat
<i>Characidium pterostictum</i> Gomes, 1947	31	PRET, BRAN, CAL	It, J	Mlat, Mmic, Mine
<i>Characidium rachovii</i> Regan, 1913	3	CAL	J	Mine
<i>Characidium cf. zebra</i> Eigenmann, 1909	2	AMOL	Ig	Gcae
Erythrinidae				
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1	COS	C	Msyl
<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda Ribeiro, 1908	2	ABJ	Gr	Lwei
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	7	PRET, COS, SUL	It, C	Mlat, Msyl
Lebiasinidae				
<i>Nannostomus beckfordi</i> Günther, 1872	11	PRET	It	Mlat
Cichliformes				
Cichlidae				
<i>Geophagus cf. brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	4	BRAN, COS, SUL	It, C	Mmic, Msyl
Cyprinodontiformes				
Anablepidae				
<i>Jenynsia unitaenia</i> Ghedotti & Weitzman, 1995	1	BAN	Tr	Mrhe
Rivulidae				
<i>Atlantirivulus santensis</i> (Köhler, 1906)	10	EMB	Ti	Gmel
<i>Leptopanchax itanhaensis</i> (Costa, 2008)	11	PRET	It	Mlat
Poeciliidae				
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	50	CAL	J	Mine
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	175	EMB, PRET, AMOL, AIG	Ti, It, Ig	Gmel, Mlat, Gcae
<i>Phalloceros ocellatus</i> Lucinda, 2008	41	COS, SUL	C	Msyl
<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008	90	EMB, CAP, BRAN	Ti, It	Gmel, Mmic
<i>Phalloceros</i> sp.	12	PRET, BRAN	It	Mlat, Mmic
Gymnotiformes				
Gymnotidae				
<i>Gymnotus bahianus</i> Campos-da-Paz & Costa, 1996	4	SUL	C	Msyl
<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	8	CAP, EMB	It, Ti	Gmel
Siluriformes				
Callichthyidae				
<i>Aspidoras virgulatus</i> Nijssen & Isbrücker, 1980	17	COST, SUL	C	Msyl
(Continua)				

<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	9	PRET	It	<i>Mlat</i>
<i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910	1	AIG	Ig	<i>Gcae</i>
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	11	CAL	J	<i>Mine</i>
<i>Scleromystax barbatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	8	BRAN	It	<i>Mmic</i>
Heptapteridae				
<i>Acentronichthys leptos</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	3	PRET, BRAN	It	<i>Mmic, Mlat</i>
<i>Acentronichthys</i> sp.	31	COST, SUL	C	<i>Msyl</i>
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	5	ABJ	Gr	<i>Lwei</i>
<i>Heptapterus mustelinus</i> (Valenciennes, 1835)	7	CAL	J	<i>Mine</i>
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989	1	ABJ	Gr	<i>Lwei</i>
<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	2	CAL	J	<i>Mine</i>
<i>Pimelodella</i> sp.	7	AMOL, AIG	Ig	<i>Gcae</i>
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	2	PRET	It	<i>Mlat</i>
<i>Rhamdia voulezi</i> Haseman, 1911	4	BAL	Ig	<i>Gcae</i>
<i>Rhamdioglanis transfasciatus</i> Miranda Ribeiro, 1908	1	BRAN	It	<i>Mmic</i>
<i>Rhamdiopsis</i> sp.	1	ABJ	Gr	<i>Lwei</i>
Loricariidae				
<i>Curculionichthys insperatus</i> (Britski & Garavello, 2003)		ABJ	Gr	<i>Lwei</i>
<i>Epactionotus bilineatus</i> Reis & Schaefer, 1998	1	BAR	Tr	<i>Mrhe</i>
<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering, 1928)	20	ABJ	Gr	<i>Lwei</i>
<i>Hisonotus laevior</i> Cope, 1894	4	CAL	J	<i>Mine</i>
<i>Kronichthys heylandi</i> (Boulenger, 1900)	6	BRAN	It	<i>Mmic</i>
<i>Otothyris travassosi</i> Garavello, Britski & Schaefer, 1998	66	COS, SUL	C	<i>Msyl</i>
<i>Pseudotothyris obtusa</i> (Miranda Ribeiro, 1911)	1	BRAN	It	<i>Mmic</i>
<i>Pseudotocinclus tietensis</i> (Ihering, 1907)	3	CAP	It	<i>Gmel</i>
<i>Rineloricaria baliola</i> Rodriguez & Reis, 2008	6	CAL	J	<i>Mine</i>
<i>Rineloricaria cadeae</i> (Hensel, 1868)	3	CAL	J	<i>Mine</i>
<i>Rineloricaria strigilata</i> (Hensel, 1868)	1	PIN	Tr	<i>Mrhe</i>
<i>Rineloricaria</i> sp.	5	BRAN	It	<i>Mmic</i>
Pseudopimelodidae				
<i>Microglanis cottoides</i> (Boulenger, 1891)	1	BAN	Tr	<i>Mrhe</i>
Trichomycteridae				
<i>Cambeva davis</i> (Haseman, 1911)	4	AMOL	Ig	<i>Gcae</i>
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> Lütken, 1874*	26	ABJ, AGR	Gr	<i>Lwei, Lsp</i>
<i>Trichomycterus</i> sp.	4	AMOL	Ig	<i>Gcae</i>
Synbranchiformes				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	3	PRET, BRAN, SUL	It, C	<i>Mlat, Mmic, Msyl</i>

*Espécie avistada juntamente com *Lophiobrycon* sp. nov. porém não coletada no presente trabalho. Dados provenientes da coleção ictiológica do LIRP (LIRP 9746).

4.1. Caracterização ambiental

Os dados abióticos das 12 localidades amostradas estão apresentados na **Tabela 1.4**, com informações sobre largura, profundidade, substrato, parâmetros físico-químicos da água e grau de preservação da vegetação ripária.

A largura dos riachos variou de 1,06m (EMB) a 13,0m (BAN), sendo amostrados riachos muito rasos, com 0,5cm (AGR) de profundidade nas margens, até mais profundos com 1,03m de profundidade (BAN). Os substratos dos riachos onde foram coletados os Glandulocaudini foram bem diversos, com prevalência de folhiço, solos arenosos, lodosos e rochosos, com presença de rochas pequenas, classificadas como cascalho (menor que 5cm) até matacões (maior que 30cm).

O pH das águas variou de muito ácido, 3,74 (SUL), 4,77 (CAP) e 5,13 (PRET) até neutro 7,13 (BRAN). A temperatura variou de 17,86 °C (EMB) até 25,03 (SUL). A velocidade das águas superficiais geralmente foi maior que a velocidade da correnteza, com duas exceções, CBJ e BOT. Além disso, a velocidade das águas apresentou grande variação, desde águas lânticas na poça do afluente do rio Preto (PRET) (0cm/s) até águas de correnteza moderada a elevada no BOT (31,33cm/s).

Com relação à transparência horizontal da água, esta variou de águas muito turvas, como na localidade ABJ, com visibilidade de apenas 38cm, até águas límpidas, com transparência de 3,80m, no ponto CBJ. A turbidez variou de 0 (AMOL) a 126,44 NTU (ABJ). O total de sólidos dissolvidos (TDS), uma medida de qualidade da água, variou de 0,007 (AGR) a 0,071 (BOT). A condutividade elétrica da água variou de 0,011 mS/cm no ponto AGR a 0,108 mS/cm no ponto BOT.

Os ambientes apresentaram águas anóxicas, como a poça do ponto PRET e o afluente ABJ, com 0,72 mg/L de oxigênio dissolvido, até águas bem oxigenadas, com 7,37 mg/L, no ponto BRAN. O potencial redox, que mede a relação de elétrons entre o oxigênio e nutrientes dissolvidos na água, variou de 38 mV no ponto ABJ a 309,6 mV no ponto SUL.

Com relação à preservação da mata ripária, esta variou de poucos trechos preservados a locais com vegetação parcialmente preservada, com a presença de mata secundária. Por fim, a cobertura do dossel variou de 0-25% até 75-100%, com prevalência de locais com 50-75% do dossel.

Tabela 1.4 – Dados sobre Local, Largura (m), Profundidade (Profun.) (cm), Tipo de substrato (Substrato), pH médio, Temperatura média (T) (°C), Velocidade superficial média da água (Vel. sup.) (cm/s), Velocidade média da correnteza (Vel. current.) (cm/s), Transparência horizontal do ponto de observação (Transp.) (m), Turbidez média (NTU), Valor médio de Sólidos Dissolvidos Totais (TDS) (g/L), Condutividade Elétrica média (C) (mS/cm), Oxigênio Dissolvido médio (OD) (mg/L), Potencial Redox médio (Redox) (mV), Porcentagem de Cobertura do Dossel (%) e Preservação da vegetação marginal coletados nos 12 locais de ocorrência das nove espécies de Glandulocaudini e de *Pseudocorynopoma heterandria*. Os valores médios foram calculados para três pontos (n=3) em cada localidade (25 m à jusante, ponto observação e 25 m à montante). Legenda: are (areia), arg (argila), cas (cascalho), fol (folhiço), lod (lodo), mat (matakão), rai (raiz), sei (seixo), tro (tronco). AGR (afluente rio Grande); CBJ (córrego Bom Jesus); ABJ (afluente córrego Bom Jesus); EMB (afluente Embu-Guaçu); CAP (afluente rio Capivari); AMOL (afluente riacho Amola-Faca); BRAN (afluente rio Branco); PRET (afluente rio Preto); SUL (rio do Sul); BAN (arroio Bananeiras); CAL (afluente arroio Calombos); BOT (afluente ribeirão Boturuju).

Local	Larg. (m)	Profund. (cm)	Substrato	Ord. rio	pH	T (°C)	Vel. sup. (cm/s)	Vel. current. (cm/s)	Transp. (m)	Turbidez (NTU)	TDS (g/L)	C (mS/cm)	OD (mg/L)	Redox (mV)	Dossel (%)	Preservação vegetação marginal
AGR	1,95 – 3,46	0,5 – 29	lod, arg, are, cas, sei, mat, fol	2	6,41 (0,11dp)	19,63 (0,16dp)	7,78 (3,03dp)	7,30 (1,53dp)	1,68	6,0 (0,31dp)	0,007 **	0,011 **	4,35 (0,35dp)	153 (4,0dp)	50-75	preser./parc.
CBJ	6,1 – 11,8	5 – 71	lod, are, sei, mat, fol, rai	2	6,17 (0,17dp)	23,11 (0,24dp)	3,66 (2,89dp)	6,66 (0,01dp)	3,80	8,7 (3,2dp)	0,009 **	0,013 **	6,29 (0,18dp)	300,6 (33,5dp)	0-25	parc./desm.
ABJ	1,2 – 1,67	9 – 68	lod, sei, fol, rai	1	6,74 (0,21dp)	24,11 (1,16dp)	5,87 (7,19dp)	4,0	0,38	126,4 (8,4dp)	0,061 (0,01dp)	0,091 (0,02dp)	0,72 (0,48dp)	38 (14,7dp)	75-100	preser.
EMB	1,06 – 1,58	1 – 48	are, tro, fol, rai	1	5,80 (0,70dp)	17,86 (0,03dp)	25,55 (13,2dp)	12,63 (10,4dp)	1,47	1,3 (0,15dp)	0,015 **	0,025 **	5,05 (0,31dp)	212 (23,3dp)	0-25	parc.
CAP*	6,0	5 – 100	are, mat	1	4,77	18,3	5,09	4,8	1,05	2,4	0,013 **	0,020 **	6,01	276	50-75	parc.
AMOL	1,24 – 1,62	1 – 11	lod, are, sei, fol, rai	1	5,96 (0,18dp)	19,49 (0,07dp)	7,73 (2,17dp)	2,66 (3,55dp)	1,62	0	0,019 **	0,029 **	5,73 (0,25dp)	202 (14,6dp)	75-100	parc.
BRAN	4,84 – 6,82	1,5 – 41	are, cas, sei, mat	2	7,13 (0,09dp)	22,82 (0,04dp)	27,87 (5,25dp)	21,3 (8,2dp)	3,48	0,3 (0,26dp)	0,024 **	0,036 **	7,37 (0,16dp)	207 (26,0dp)	50-75	parc.
PRET*	1,5	4 – 25	are, fol, mat.org	1	5,13	23,32	0	0	0,50	6,6	0,055 **	0,082 **	0	61	75-100	parc.
SUL	3,98 – 4,3	3 – 80	lod, are, fol, rai	1	3,74 (0,15dp)	25,03 (0,04dp)	29,44 (4,52dp)	27,66 (10,8dp)	1,17	0,7	0,034 **	0,052 **	6,8 (0,23dp)	309,6 (5,11dp)	25-75	parc.
BAN	4,34 – 13,0	2 – 103	sei, mat, tro, fol	1	6,71 (0,15dp)	23,27 (0,12dp)	14,05 (11,92)	8,83 (9,11dp)	1,0	0,4 (0,31dp)	0,023 **	0,036 **	4,87 (0,16dp)	227 (13,3dp)	0-50	parc.
CAL	1,69 – 1,9	2 – 29	arg, are, cas, rai	2	6,07 (0,11dp)	19,67 (0,02dp)	26,81 (22,0dp)	11,73 (7,82dp)	0,65	3,8 (0,49dp)	0,033 **	0,050 **	4,90 (0,06dp)	277,3 (13,1dp)	50-75	parc.
BOT	2,15 – 3,58	7 – 78	lod, are, arg, cas, sei	1	6,56 (0,02dp)	19,98 (0,02dp)	26,23 (1,67dp)	31,33 (11,1dp)	1,0	2,6 (1,49dp)	0,071 **	0,108 **	4,59 (0,58dp)	241,3 (9,78dp)	50-75	parc.

*Dados apenas do ponto de observação, por se tratar de poços.

** Sem variação dos dados entre os três pontos.

Para a análise comparativa das variáveis ambientais, foram selecionadas apenas 10 localidades, sendo excluídos os dados dos pontos ABJ e EMB, para se evitar variações locais. As variáveis condutividade elétrica (C) e sólidos dissolvidos totais (TDS) foram altamente correlacionadas ($r = 0,999$, $p < 0,05$); a variável largura do riacho também esteve correlacionada com profundidade, temperatura da água, transparência ($r = 0,524$; $0,551$ e $0,572$ respectivamente; $p < 0,05$), assim como potencial oxirredutor (Redox) com oxigênio dissolvido (OD) ($r = 0,583$; $p < 0,05$) (**Tabela 1.5**). Valores do coeficiente de Pearson abaixo de 0,5 foram considerados pouco correlacionados, e, portanto, permaneceram nas análises subsequentes.

Tabela 1.5- Coeficiente de correlação de Pearson (r) entre os fatores abióticos considerados. O asterisco (*) indica correlação significativa.

	Larg	Prof	Vel	pH	Temp	Transp	Turb	C	TDS	Redox	OD
Larg	1,00										
Prof	0,524*	1,00									
Vel	-0,30	-0,17	1,00								
pH	0,126	-0,22	-0,05	1,00							
Temp	0,551*	0,168	-0,02	-0,28	1,00						
Transp	0,572*	0,384*	-0,18	0,139	0,181	1,00					
Turb	0,196	0,046	-0,36	0,124	-0,03	-0,125	1,00				
C	-0,25	0,326	0,312	-0,04	0,045	-0,061	-0,20	1,00			
TDS	-0,24	0,323	0,299	-0,04	0,052	-0,065	-0,19	0,999*	1,00		
Redox	0,414*	0,427*	0,240	-0,36	0,304	0,036	0,021	0,029	0,024	1,00	
OD	0,307	0,072	0,267	-0,03	0,264	-0,027	-0,31	-0,31	-0,31	0,583*	1,00

As variáveis selecionadas para a PCA foram: profundidade média, velocidade corrente da água (m/s), pH, temperatura da água, transparência horizontal, turbidez, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, totalizando oito variáveis, apresentadas como gráficos box-plot na **Figura 1.2**.

Todas as variáveis apresentaram grande variação entre os pontos, não sendo evidenciado um padrão. O resultado pode ser explicado pelas diferenças de tipos de solo nas respectivas bacias hidrográficas, e diferentes períodos de coleta.

Figura 1.2- Valores de mediana, 1º e 3º quartis e extremos superior e inferior de cada variável ambiental selecionada para a PCA, sendo **a.** profundidade média (cm); **b.** velocidade média (cm/s); **c.** pH; **d.** temperatura da água (°C); **e.** transparência horizontal da água (m); **f.** turbidez (NTU); **g.** condutividade elétrica da água (mS/cm); **h.** oxigênio dissolvido (mg/L). Localidades: AGR (afluente rio Grande); CBI (Córrego Bom Jesus); CAP (rio Capivari); BRAN (afluente rio Branco); PRET (afluente rio Preto); AMOL (afluente rio Amola-Faca); SUL (rio do Sul); CAL (afluente arroio Calombos); BAN (arroio Bananeiras); BOT (afluente do ribeirão Botujuru).

Os resultados da PCA evidenciam que os quatro primeiros eixos explicam 74,52% da variação dos fatores (**Tabela 1.6**). Os eixos 1 e 2, e os eixos 1 e 3 são apresentados nas **Figuras 1.3** e **1.4**, respectivamente.

As localidades AGR, BRAN, AMOL, CAL e SUL apresentaram agrupamentos mais próximos que os agrupamentos das localidades CBJ, BOT e CAP, quando comparados os eixos 1 e 2 (**Figura 1.3**). Alguns pontos, como BAN2, CAP2, CAL3 ficaram mais distantes dos agrupamentos, provavelmente refletindo alguma característica limnológica do ambiente local.

Com relação ao gráfico dos valores calculados para os eixos 1 e 3 (**Figura 1.4**), foram encontrados os mesmos agrupamentos aos da Figura 1.3, com posições mais distintas entre si. O ponto PRET ficou separado dos demais, se comparado à sua posição na **Figura 1.3**. Além disso, os locais BRAN, BAN1, BAN3 e CAP2; AMOL e BAN2, AMOL; e CAL1, CAL2 e CAP3 ficaram mais próximos entre si, refletindo semelhanças com relação às variáveis ambientais.

Tabela 1.6 – Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) sobre as variáveis ambientais selecionadas. PC: eixo principal.

PC	Autovalor	% variação
1	1,776	22,20
2	1,643	20,54
3	1,401	17,51
4	1,142	14,28
5	0,730	9,13
6	0,701	8,76
7	0,480	6,00
8	0,126	1,58

Figura 1.3 – Projeção dos escores das variáveis ambientais e dos pontos amostrados resultante da Análise de Componentes Principais (PCA), nos eixos 1 e 2. As elipses pretas correspondem ao agrupamento de pontos da mesma localidade. As elipses vermelhas correspondem a pontos fora dos agrupamentos.

Figura 1.4 – Projeção dos escores das variáveis ambientais e dos pontos amostrados resultante da Análise de Componentes Principais (PCA), nos eixos 1 e 3. As elipses pretas correspondem ao agrupamento de pontos da mesma localidade. As elipses vermelhas correspondem a pontos fora dos agrupamentos.

4.2. Dados bióticos

4.2.1. *Lophiobrycon* sp. nov.

A campanha de coleta (Expedição 1) de *Lophiobrycon* sp. nov. (**Figura 1.5**) foi realizada entre os dias 1 a 4 de outubro de 2017, em riacho afluente de ordem 2 do alto rio Grande (AGR) (**Figuras 1.6 e 1.7**), bacia do alto rio Paraná, em Minas Gerais. O local é caracterizado por águas cor de chá, com velocidade da corrente moderada, pouco profundo (29 cm), e com substrato composto por cascalhos, seixos, areia e lodo. Dos 41 exemplares amostrados, cinco foram preservados em álcool absoluto para análises genéticas e 36 destinados exclusivamente para análises não genéticas. Foram realizadas quatro horas e meia de observação *in situ*, e 37 min e 6 s de filmagens subaquáticas.

Figura 1.5- Representantes de *Lophiobrycon* sp. nov. **a.** LIRP 11899, 42,13mm CP, macho adulto, e **b.** LIRP 11899, 36,15mm CP, fêmea adulta, de riacho afluente do rio Grande (AGR), bacia do alto Paraná, MG. Foto: R.M.C. Castro

Figura 1.6- **a.** Vista à montante, e **b.** vista à jusante do riacho afluente do rio Grande (AGR), bacia do alto Paraná, MG. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.7- Transparência da água do riacho afluente do rio Grande (AGR), bacia do alto Paraná, MG. Foto: R.M.C. Castro.

4.2.1.1. Estrutura populacional

A variação do comprimento-padrão dos indivíduos amostrados de *Lophiobrycon* sp. nov. foi de 29,0 a 45,1mm, sendo que fêmeas variaram de 29,0 a 40,7mm e machos de 29,4 a 45,1mm, sem diferenças significativas entre os comprimentos de machos e fêmeas ($D_{18,12} = 0,2778$; $p = 0,5604$). A proporção sexual para a amostra da população foi de 1:1 ($\chi^2 = 2,020$; $p = 0,1552$).

4.2.1.2. Dieta

A amostra da população apresentou atividade alimentar moderada, com 63,33% dos estômagos dos indivíduos classificados como GR2 e 36,67% com estômagos vazios (**Figura 1.8**).

Figura 1.8 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Lophiobrycon* sp. nov., em riacho afluente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

O IA foi calculado em 18 estômagos (GR2) analisados. Com relação aos itens alimentares consumidos, estes foram compostos basicamente por insetos terrestres e estágios aquáticos iniciais de insetos e microcrustáceos (**Tabela 1.7**). Muitos estômagos apresentaram alto grau de digestão, dificultando a identificação dos itens, sendo os mesmos classificados como fragmentos de insetos, que contribuíram com 70,4% da dieta de *Lophiobrycon* sp. nov.. Itens de origem alóctone foram predominantes ($\chi^2 = 11,875$; $p = 0,0005$), tais como formas adultas de Hymenoptera (Formicidae), ninfas de Hemiptera e fragmentos de insetos terrestres, que equivalem a 73,65% do IA, sem considerar os itens de origem indeterminada. Comparando com os itens de origens autóctones, estes contribuíram com menor porcentagem (26,34%) para o IA, sendo larvas de Diptera (Chironomidae) (6,18%) o item autóctone mais abundante. A dieta foi classificada como insetívora.

Tabela 1.7 – Valores do Índice Alimentar (IA) do IA Relativo (sem considerar os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Lophiobrycon* sp. nov., em afluente do rio Grande (AGR), MG, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminado). Os maiores valores foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
Fragmentos Insecta	70,39	-	IND
Fragmentos Insecta Terrestres	5,55	18,75	ALO
Fragmentos Insecta Aquáticos	4,99	16,85	AUT
Hymenoptera (Formicidae)	6,66	22,50	ALO
Pupa Diptera	0,16	0,54	ALO
Ninfa Hemiptera	9,44	31,88	ALO
Larva Diptera	1,83	6,18	AUT

(Chironomidae)			
Larva Trichoptera	0,72	2,43	AUT
Crustacea Ostracoda	0,22	0,74	AUT

4.2.1.3. Reprodução

Todos os indivíduos amostrados apresentaram gordura na cavidade visceral (GA2 = 56,67% e GA3=43,33%) (**Figura 1.9a**). Foram capturados machos em todos os estádios de desenvolvimento, e uma maior proporção de fêmeas em maturação ($B_{fêmeas} = 66,67\%$) (**Figura 1.9b**). Todas as fêmeas apresentaram papila urogenital bem desenvolvido. O tamanho mínimo registrado para indivíduos em desenvolvimento gonadal foi 29,0mm para fêmeas e 32,4mm para machos.

Figura 1.9- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Lophiobrycon* sp. nov., em riacho afluente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

Foram analisadas sete gônadas de machos e 15 de fêmeas, para o cálculo da RGS média, sendo 8,41 (dp 4,03) para fêmeas, e 2,98 (dp 3,94) para machos.

O diâmetro dos ovócitos variou de 0,1 a 1,2mm, sendo encontrados quatro grupos de desenvolvimento de ovócitos, apresentados na **Figura 1.10**. O diâmetro estimado do ovócito maduro foi 0,6mm (**Figura 1.10**), e a desova foi estimada como parcelada. A fecundidade absoluta média estimada para fêmeas foi de 167,33 ovócitos (dp 85,99).

Figura 1.10 – Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de *Lophiobrycon* sp. nov, nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I, II, III e IV), em riacho afluente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG. A seta representa o diâmetro a partir do qual o ovócito maduro pode ser liberado durante a reprodução.

A correlação entre fecundidade absoluta e as variáveis CP, P e RGS não apresentou coeficiente de determinação acima de 0,5, conforme os gráficos da **Figura 1.11**.

Figura 1.11 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com **a.** comprimento-padrão (ln CP); **b.** peso (ln P); **c.** Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de *Lophiobrycon* sp. nov, de afluente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG. Dados logaritmizados. R^2 : coeficiente de determinação.

4.2.1.4. Comportamento

A espécie apresentou comportamento diurno, ocupando as margens dos riachos, próxima raízes da vegetação ripária (**Figuras 1.12 e 1.13**), com maior porcentagem de comportamentos relacionados ao forrageio, reduzindo a intensidade da natação após o crepúsculo (**Tabela 1.8**). Além disso, foi observado que os indivíduos, após o pôr-do-sol, ficam mais letárgicos, ocupando a região central do canal, mais próxima à superfície.

Considerando os comportamentos de forrageio (**Tabela 1.8**), a espécie apresentou tática alimentar de catação de itens carregados pela correnteza (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987), sendo a maior porcentagem de forrageio no meio da coluna d'água (46,62%), e 33,83% no fundo do riacho, e 3,19% o ato de morder o substrato (*nibblers feeding*, Sazima, 1986). Foi observado apenas a espécie de peixe cambeva *Trichomycterus brasiliensis* durante o crepúsculo no mesmo local que *Lophiobrycon* sp. nov., sendo que alguns indivíduos acompanharam as cambevas durante o forrageio no substrato, catando itens revolvidos em suspensão (*followers of substrate grubbers*, Sazima, 1986).

Com relação ao comportamento reprodutivo (**Tabela 1.8**), foi verificado que a maior porcentagem de atos foi perseguição entre machos (28,26%) (Nelson, 1964a), um comportamento agonístico de dominância de machos e disputa por fêmeas, acompanhados de ataques laterais entre machos (17,39%). A perseguição de fêmeas por machos e a agitação da nadadeira caudal (Nelson, 1964a) equivaleram a 23,91% do total dos comportamentos para ambos. O comportamento de agitação da nadadeira caudal foi observado em machos maduros, de coloração viva, realizado sem a presença de fêmea. Além disso, esteve associado ao comportamento de natação direita-esquerda (2,17%), em um local determinado do trecho do riacho.

Tabela 1.8 – Frequências Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Lophiobrycon* sp.nov., no afluente do rio Grande (AGR), bacia do alto Paraná, MG.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	12,11	11,15	22,45	13,16
Meio da coluna	42,91	41,21	61,22	46,62
Fundo	31,14	34,03	-	33,83
Morder item	0,35	0,38	-	0,38

Investida em item	1,56	1,70	-	1,69
Mordiscar substrato	2,94	2,27	10,20	3,19
Perseguição por item	0,86	0,94	-	0,94
Ataque lateral	0,17	0,19	-	0,19
Reprodutivo				
Ataque lateral entre machos	1,38	1,32	-	17,39
Perseguição entre machos	2,25	2,46	2,04	28,26
Natação direita-esquerda	0,17	-	2,040	2,17
Display lateral	0,17	0,19	-	2,17
Pareamento	0,17	0,19	-	2,17
Perseguição macho-fêmea	1,90	2,08	-	23,91
Agitação nadadeira caudal	1,90	1,89	2,04	23,91

Figura 1.12 – Cardume de *Lophiobrycon* sp. nov. em meio às raízes submersas no afluente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG. Filmagem: R.M.C.Castro.

Figura 1.13 – Indivíduo de *Lophiobrycon* sp. nov. em meio às raízes e troncos submersos no aflgente do rio Grande (AGR), bacia do Alto Paraná, MG. Filmagem: R.M.C.Castro.

4.2.2. *Lophiobrycon weitzmani*

A campanha de coleta (Expedição 1) de *Lophiobrycon weitzmani* (**Figura 1.14**) foi realizada entre os dias 4 a 7 de outubro de 2017, Delfinópolis, MG, em dois pontos devido à heterogeneidade dos ambientes onde a espécie foi encontrada. O córrego Bom Jesus, de ordem 2, afluente do alto rio Grande (CBJ), 20°12'13,5"S 46°55'20,5"O (**Figuras 1.15 e 1.17**), apresenta águas claras e com velocidade da correnteza moderada, sendo mais largo e profundo que o segundo ponto amostrado, um afluente do córrego Bom Jesus (ABJ), de ordem 1, 20°12'20,9"S 46°55'8,1"O (**Figuras 1.16 e 1.18**), caracterizado por águas com alta sedimentação e com baixa velocidade da correnteza. Dos 71 exemplares amostrados, quatro exemplares foram preservados em álcool absoluto para análises genéticas, seis foram fotografados e 61 exclusivos para análises não genéticas. Foram realizadas seis horas e meia de observação *in situ* (quatro horas e meia – CBJ; e duas horas – ABJ), e gravados 30 min e 46 segundos de filmagens subaquáticas (22 min e 50 s – CBJ e 7min e 56s – ABJ).

Figura 1.14- Representantes de *Lophiobrycon weitzmani* **a.** LIRP 16913, 28,97mm CP, macho adulto, e **b.** LIRP 16913, 25,42mm CP, fêmea adulta, do córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.15- **a.** Vista à montante, e **b.** vista à jusante do córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG. Foto: D.F.Regasso.

Figura 1.16- **a.** Vista à montante e, **b.** vista à jusante do afluyente do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG. Foto: R.M.C.Castro.

Figura 1.17- Transparência da água do córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.18- Transparência da água do afluentes do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG. Foto: R.M.C. Castro.

4.2.2.1. Estrutura populacional

O comprimento padrão dos indivíduos amostrados de *Lophiobrycon weitzmani* no CBJ variou de 15,7 a 30,1 mm, sendo que as fêmeas variaram de 16,8 a 29,3 mm e machos de 15,7 a 30,1mm, sem diferenças significativas entre os sexos ($D_{19,14} = 0,3947$; $p = 0,1215$). A proporção sexual foi igual a 1:1 ($\chi^2 = 1,1486$; $p = 0,2838$). No ponto ABJ, os indivíduos variaram entre 16,4 a 29,2mm, sendo que as fêmeas atingiram comprimentos menores que os machos, de 18,6 a 21,8mm ($D_{9,19} = 0,8947$; $p = 2,952 \text{ E-}05$). A proporção sexual foi de 2,11 machos/fêmea ($\chi^2 = 6,416$; $p = 0,0114$).

4.2.2.2. Dieta

No ponto CBJ, os indivíduos apresentaram alta atividade alimentar, com maior porcentagem de estômagos com alimento ($GR_2 = 75,75\%$), não sendo amostrados estômagos vazios (**Figura 1.19**). O IA foi calculado com base na análise de 29 estômagos (GR_2 e GR_3) analisados (**Tabela 1.9**). Muitos estômagos apresentaram alto grau de digestão, dificultando a identificação dos itens, sendo estes classificados como fragmentos de insetos, que contribuíram com 76,54% da dieta de *L. weitzmani*. Não houve variação da somatória dos valores de IA relativo de itens alóctones e autóctones (54,39 e 45,61 respectivamente) ($\chi^2 = 0,412$; $p = 0,5210$), desconsiderando o item de origem indeterminada fragmentos de insetos. Dentre os itens alóctones, formas adultas de Hymenoptera (Formicidae) tiveram maior contribuição relativa na dieta da espécie (26,51%), e larvas de Diptera (Chironomidae) foi o item autóctone de maior representatividade (12,53%).

Tabela 1.9 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (sem considerar os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Lophiobrycon weitzmani*, no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada). Os maiores valores de IA foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
Fragmentos Insecta	76,54	-	IND
Coleoptera	0,71	3,02	ALO
Pupa Coleoptera	0,35	1,50	ALO
Odonata	3,59	15,30	ALO
Hemiptera	1,07	4,56	ALO

Hymenoptera (Formicidae)	6,22	26,51	ALO
Araneae	0,10	0,43	ALO
Pseudoscorpionida	0,72	3,10	ALO
Larva Diptera (Chironomidae)	2,94	12,53	AUT
Ninfa Ephemeroptera	2,42	10,32	AUT
Ninfa Hemiptera	1,68	7,16	AUT
Ninfa Odonata	1,51	6,44	AUT
Larva Trichoptera	2,08	8,87	AUT

Figura 1.19 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Lophiobrycon weitzmani*, no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

No ponto ABJ, os indivíduos apresentaram alta atividade alimentar (GR2= 78, 57%), não sendo amostrados estômagos vazios (**Figura 1.20**). Fragmentos de insetos (74,11%) (**Tabela 1.10**) foi o item de maior contribuição para a dieta de *L. weitzmani*. Não houve diferenças significativas entre os itens alóctones e autóctones ($\chi^2 = 2,264$; $p = 0,1324$). Dos itens alóctones, os fragmentos de insetos terrestres contribuíram com a maior porcentagem relativa (39,70%). Dos itens autóctones, larvas de Diptera (Chironomidae) foram os mais abundantes (28,94%). A dieta foi classificada como insetívora, nas duas localidades.

Tabela 1.10 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (sem considerar os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Lophiobrycon weitzmani*, no afluente do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada). Os maiores valores de IA foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
----------------	----	-------------	--------

Fragmento Insecta	74,11	-	IND
Fragmentos Insecta Terrestres	9,23	39,70	ALO
Collembola	0,72	3,10	ALO
Hymenoptera (Formicidae)	2,54	10,92	ALO
Larva Hymenoptera	0,05	0,22	ALO
Coleoptera	0,58	2,49	ALO
Pupa Diptera	0,95	4,09	ALO
Larva Diptera (Chironomidae)	6,73	28,94	AUT
Larva Coleoptera	0,26	1,12	AUT
Ninfa Plecoptera	0,37	1,59	AUT
Larva Trichoptera	0,69	2,97	AUT
Crustacea Isopoda	0,54	2,32	AUT
Crustacea Ostracoda	0,26	1,12	AUT
Thecamoeba	0,32	1,37	AUT
Matéria orgânica	2,64	-	IND

Figura 1.20 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Lophiobrycon weitzmani*, no afluente do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

4.2.2.3. Reprodução

No local CBJ, os indivíduos amostrados apresentaram maior porcentagem de gordura na cavidade visceral (GA2 = 63,63% e GA3= 27,27%) (**Figura 1.21a**). Além disso, foram encontrados indivíduos em todos os estádios de maturidade gonadal, com predominância de machos imaturos (A= 78,57%), e fêmeas em desenvolvimento sexual

($B_{\text{fêmeas}} = 57,89\%$) (**Figura 1.21b**). Foram encontrados dois machos maduros com massa de espermatozeugmas próxima ao poro urogenital. O tamanho mínimo registrado para indivíduos em desenvolvimento gonadal foi 18,9mm para fêmeas e 23,6mm para machos.

Foram analisadas 25 gônadas maduras da espécie, sendo que a RGS média calculada para 11 fêmeas foi de 4,21 (3,91 dp); e 1,38 (0,82 dp) para 14 machos.

A desova foi estimada como parcelada, com a presença de dois grupos de desenvolvimento de ovócitos (**Figura 1.22**), sendo 0,4mm o diâmetro no qual os ovócitos maduros poderão ser liberados. A fecundidade absoluta média para a localidade foi estimada em 157 (57,06 dp) ovócitos, com diâmetros variando de 0,2 a 1,0mm.

No ponto ABJ, metade dos indivíduos amostrados não apresentou gordura acumulada ($GA1 = 50\%$) (**Figura 1.23a**). Também foi verificado indivíduos em todos os estádios de maturidade, com predomínio de indivíduos em desenvolvimento ($B = 46,42\%$), e maior proporção de machos maduros ($C_{\text{machos}} = 31,57\%$) em comparação às fêmeas maduras ($C_{\text{fêmeas}} = 11,11\%$) (**Figura 1.23b**). Fêmeas maduras e em desenvolvimento apresentaram a papila urogenital mais proeminente do que fêmeas imaturas. O tamanho mínimo registrado para indivíduos em desenvolvimento gonadal foi 18,6mm para fêmeas e 22,5mm para machos. Das 17 gônadas sexualmente maduras analisadas, a RGS média calculada para cinco fêmeas foi de 3,59 (1,87 dp) e para 12 machos foi de 2,86 (1,57 dp).

A fecundidade absoluta média foi de 62,5 ovócitos (10,69 dp), variando entre 0,2 a 1,0mm de diâmetro. A desova não foi estimada para essa subpopulação.

Figura 1.21- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Lophiobrycon weitzmani*, no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

Figura 1.22 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de *Lophiobrycon weitzmani*, do córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG, nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I e II). A seta representa o diâmetro a partir do qual o ovócito maduro pode ser liberado durante a reprodução.

Figura 1.23- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Lophiobrycon weitzmani*, em afluentes do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

As correlações da fecundidade absoluta com o CP, P e RGS foram verificadas apenas para as fêmeas maduras do ponto CBJ. Não foram encontradas correlações robustas ($R^2 < 0,5$), conforme gráficos da **Figura 1.24**.

Figura 1.24 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com **a.** comprimento-padrão (ln CP); **b.** peso (ln P); **c.** Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de *Lophiobrycon weitzmani*, de afluentes do córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG. Dados logaritimizados. R^2 : coeficiente de determinação.

4.2.2.4. Comportamento

No local CBJ, foram observados poucos indivíduos da espécie-alvo, totalizando quatro horas e meia de observação subaquática mais 22 min 50s de filmagens. A **Tabela 1.11** apresenta os dados de frequências percentuais de cada ato comportamental.

Um grupo da espécie foi observado na margem esquerda do CBJ, embaixo de uma touceira de capim, em cardume com outras espécies, dos gêneros *Astyanax* e *Leporinus* (**Figuras 1.25 e 1.26**). *Lophiobrycon weitzmani* apresentou maior porcentagem de atos comportamentais relacionados com a alimentação, sendo suas táticas alimentares a catação de itens carregados pela correnteza (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987), com 55,41% de forrageio no meio da coluna d'água e no fundo do riacho (16,89%), além de morder o substrato (*nibbler feeding*, Sazima, 1986) (6,08%), e de 15,54% de catação de itens na superfície (*surface picking*, Sazima, 1986). É importante destacar o ato de retirar item

alimentar do substrato com inclinação lateral do corpo (Sabino & Castro, 1990) (1,35%), provavelmente relacionado com a obtenção de larvas de Diptera (Chironomidae).

Com relação aos comportamentos reprodutivos, o ataque lateral entre machos (Nelson, 1964a) foi o ato mais observado, com 55,56%, sendo o ato perseguição de fêmeas por machos (Nelson, 1964a) o segundo mais observado, com 22,22%. Além disso, foi observado um macho dominante nadando próximo a raízes e folhas submersas.

Tabela 1.11 – Frequências Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Lophiobrycon weitzmani*, no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	14,65	14,97	10,00	15,54
Meio da coluna	55,41	57,14	30,00	58,78
Fundo	15,92	17,01	-	16,89
Investida em item	1,27	1,36	-	1,35
Retirada de item com inclinação lateral corpo	1,27	-	20,00	1,35
Mordiscar substrato	5,73	4,76	20,00	6,08
Reprodutivo				
Ataque lateral entre machos	3,18	3,40	-	55,56
Perseguição entre machos	0,64	0,68	10,00	11,11
Perseguição macho-fêmea	1,27	0,68	-	22,22
Agitação nadadeira caudal	0,64	-	10,00	11,11

Com relação à outra localidade ABJ, foram realizadas somente duas horas de observações subaquáticas diurnas, além de 7min 56s de filmagens, devido a questões logísticas. O grupo da espécie foi observado próximo às margens do riacho e ocupando o meio do canal, próximos à superfície, juntamente com *Psalidodon fasciatus*. A **Tabela 1.12** apresenta os dados de frequência percentuais para os comportamentos observados.

A espécie apresentou a catação de itens alimentares carregados pela correnteza (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987) como principal tática alimentar, principalmente na superfície do riacho (*surface picking*, Sazima, 1986), com 46,51% dos atos comportamentais de forrageio. Além disso, a catação de itens nas margens do canal

(*nibbler feeding*, Sazima, 1986) foi o segundo ato mais representativo, com 34,88%. Não foi observada a catação de itens no fundo do riacho.

Figura 1.25 – Cardume misto de *Lophiobrycon weitzmani* (seta) e espécies de peixes sintópicas, em abrigo debaixo da touceira de capim, no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG. Filmagem: R.M.C.Castro.

Figura 1.26 – Indivíduo de *Lophiobrycon weitzmani* (seta), próximo ao substrato, no córrego Bom Jesus (CBJ), bacia do Alto Paraná, Delfinópolis, MG. Filmagem: R.M.C.Castro.

Tabela 1.12 – Frequências Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Lophiobrycon weitzmani*, no afluente do córrego Bom Jesus (ABJ), bacia do alto Paraná, Delfinópolis, MG.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	30,77	30,77	-	46,51
Meio da coluna	12,31	12,31	-	18,60
Mordiscar margens	23,08	23,08	-	34,88
Reprodutivo				
Ataque lateral entre machos	6,15	6,15	-	18,18
Perseguição entre machos	4,62	4,62	-	13,64
Mordida nad. caudal	3,08	3,08	-	9,09
Zig-zag	3,08	3,08	-	9,09
Natação direita-esquerda	1,54	1,54	-	4,55
Perseguição macho-fêmea	9,23	9,23	-	27,27
Agitação nadadeira caudal	6,15	6,15	-	18,18

Com relação aos comportamentos reprodutivos, a perseguição de fêmeas por machos foi o ato mais observado, com 27,27%, seguido de ataque lateral entre machos e agitação da nadadeira caudal (Nelson, 1964a), com 18,18% para ambos os comportamentos. Foi verificada a natação direita-esquerda em machos maduros, e o comportamento de natação em zig-zag (Nelson, 1964a).

4.2.3. *Glandulocauda melanopleura*

A expedição para coleta (Expedição 2) de *Glandulocauda melanopleura* (**Figura 1.27**) foi realizada nos dias 11 a 14 de dezembro de 2017, em dois pontos dentro do Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Curucutu, São Paulo, SP, devido ao baixo número amostral ($n=4$) no primeiro ponto, riacho afluente do rio Embu-Guaçu (EMB) de ordem 1, de águas cristalinas, velocidade da corrente moderada, e substrato composto por seixos, cascalhos, areia e lodo (**Figuras 1.28 e 1.29**), $23^{\circ}59'10,5''\text{S}$ $46^{\circ}44'45,1''\text{O}$, bacia do rio Tietê. O outro ponto amostrado foi um poço afluente do rio Capivari (CAP) (**Figura 1.30**), $23^{\circ}59'17,9''\text{S}$ $46^{\circ}44'17,2''\text{O}$, de ordem 1, bacia do rio Itanhaém, caracterizado pelo substrato arenoso e águas paradas. Foi coletado um total de 36 exemplares, sendo 29 separados para análise de dados biológicos, três indivíduos para análises genéticas e três indivíduos fotografados. Foram realizadas quatro horas e meia de observação subaquática, além de 27 min e 57 s de filmagens.

Figura 1.27- Representantes de *Glandulocauda melanopleura* **a.** LIRP 16916, 54,05mm CP, macho adulto, e **b.** LIRP 16916, 55,61mm CP, fêmea adulta, do afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.28- a. Vista à montante e, **b.** vista à jusante do afluente do rio Embu-Guaçu (EMB), bacia do rio Tietê, São Paulo, SP. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.29- Transparência da água do afluente do rio Embu-Guaçu (EMB), bacia do rio Tietê, São Paulo, SP. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.30- Vista parcial do poço do afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP. Foto: R.M.C. Castro.

4.2.3.1. Estrutura populacional

Com relação aos quatro indivíduos amostrados de *G. melanopleura* no ponto EMB, estes variaram de 41,5 a 49,8mm, sendo que as duas fêmeas possuem 41,5 e 49,8mm de comprimento-padrão respectivamente, e os dois machos atingiram 41,7 e 45,8mm. Não foi possível fazer o teste de Smirnov-Kolmogorov e o Qui-quadrado, devido ao baixo número amostral. No ponto CAP, os indivíduos variaram de 34,8 a 57,7mm, não havendo diferenças significativas entre os machos (43,4 a 57,7mm) e fêmeas (34,8 a 53,8mm) ($D_{14,12} = 0,4643$; $p = 0,0853$). A proporção sexual entre machos e fêmeas foi igual a 1:1 ($\chi^2 = 0,2490$; $p = 0,6177$).

4.2.3.2. Dieta

Os indivíduos da espécie apresentaram intensa atividade alimentar em ambos os pontos amostrados (**Figuras 1.31 e 1.32**), não sendo amostrados indivíduos com estômagos vazios no ponto EMB (**Figura 1.29**).

Figura 1.31- Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Glandulocauda melanopleura*, no afluente do rio Embu-Guaçu (EMB), bacia do rio Tietê, São Paulo, SP. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

Figura 1.32 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Glandulocauda melanopleura*, no afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

No ponto EMB, foram analisados quatro estômagos para cálculo do IA (**Tabela 1.13**). O item de maior importância na dieta de *G. melanopleura* foi fragmentos de insetos (88,75%). Os itens alóctones foram os que mais contribuíram para a dieta da espécie, desconsiderando os itens de origem indeterminada ($\chi^2 = 19,78$; $p = 8,68 \text{ E-}06$). Dos itens alóctones, formas adultas de Hemiptera apresentaram maior proporção nos estômagos (44,44%). Dos itens autóctones, larvas de Diptera tiveram maior porcentagem (20%).

Tabela 1.13 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA relativo (sem considerar os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Glandulocauda melanopleura*, no afluente do rio Embu-Guaçu (EMB), São Paulo, SP, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone, IND – indeterminada). Os maiores valores de IA foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
Fragmento Insecta	88,75	-	IND
Collembola	0,25	2,22	ALO
Hemiptera	5,00	44,44	ALO
Hymenoptera (Formicidae)	2,75	24,44	ALO
Pupa Diptera	1,00	8,88	ALO
Larva Diptera (Chironomidae)	2,25	20,0	AUT

No ponto CAP, foram analisados 23 estômagos para cálculo do IA (**Tabela 1.14**). A maior proporção de itens alimentares encontrados nos estômagos foi fragmentos de insetos, com 80,13%. Os itens alóctones (68,44%) foram mais consumidos que os autóctones (31,55%) ($\chi^2 = 7,197$; $p = 0,0072$). Formas adultas de Coleoptera foi o item de origem

alóctone de maior destaque, com valor de 46,62%. Já fragmentos de insetos aquáticos foi o item de origem autóctone com a maior proporção nos estômagos (20,40%). A dieta de ambas as amostras das populações foi classificada como insetívora.

Tabela 1.14 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (sem considerar os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Glandulocauda melanopleura*, no afluente do rio Capivari (CAP), São Paulo, SP, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada). Os maiores valores de IA foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
Fragmento Insecta	80,13	-	IND
Fragmentos Insecta Aquáticos	3,90	20,40	AUT
Coleoptera	8,91	46,62	ALO
Hemiptera	2,60	13,60	ALO
Hymenoptera (Formicidae)	1,60	8,37	ALO
Larva Lepidoptera	0,69	3,61	ALO
Larva Diptera	0,09	0,47	AUT
Ninfa Plecoptera	0,15	0,78	AUT
Crustacea Ostracoda	0,30	1,57	AUT
Nematoda	1,40	7,32	AUT
Thecamoeba	0,17	0,89	AUT
Fragmentos vegetais	0,04	-	IND

4.2.3.3. Reprodução

Os exemplares amostrados no ponto EMB apresentaram gordura na cavidade visceral (GA2= 75%) (**Figura 1.33a**). As duas fêmeas amostradas estavam sexualmente maduras ($C_{\text{fêmeas}} = 100\%$), assim como um macho, sendo que o macho restante estava imaturo (**Figura 1.33b**). Devido ao baixo número amostral, não há como fazer inferências para o grupo local.

Já no ponto CAP, os indivíduos apresentaram gordura na cavidade visceral (GA2= 38,46% e GA3= 61,54%) (**Figura 1.34a**). A maior proporção de indivíduos estava em desenvolvimento (B= 46,15%) e maduros (C= 26,92%), com maior porcentagem de fêmeas em maturação ($B_{\text{fêmeas}} = 57,14\%$) (**Figura 1.34b**). O tamanho mínimo registrado para indivíduos em desenvolvimento gonadal foi 42,9mm para fêmeas e 43,4mm para machos, além disso, foi verificada a presença de dois machos grandes imaturos (52,7 e 54,1mm).

A RGS média de duas fêmeas no local EMB foi 12,56 (5,60 dp), e 3,13 para o único macho maduro encontrado neste ponto. A fecundidade absoluta média foi estimada em 483 (277,19 dp), com diâmetro dos ovócitos variando de 0,4 a 1,3mm. A RGS média calculada do ponto CAP para 11 fêmeas foi de 6,38 (3,56 dp) e 1,98 (3,21 dp) para quatro machos.

Figura 1.33- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Glandulocauda melanopleura*, em afluentes do rio Embu-Guaçu (EMB), bacia do rio Tietê, São Paulo, SP. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

Figura 1.34- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Glandulocauda melanopleura*, em afluentes do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

A fecundidade absoluta média para o ponto CAP foi de 193,90 ovócitos (129,05 dp), variando de 0,3 a 1,3mm de diâmetro. A desova estimada foi classificada como parcelada, sendo 0,6mm o diâmetro do ovócito maduro (**Figura 1.35**), a partir do

agrupamento de todos os gráficos de distribuição de frequência percentual de diâmetro de ovócitos.

Figura 1.35 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de *Glandulocauda melanopleura*, em afluentes do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP. A seta representa o diâmetro a partir do qual o ovócito maduro pode ser liberado durante a reprodução.

A fecundidade absoluta de fêmeas maduras não apresentou correlação significativa ($R^2 < 0,5$) com as variáveis CP, P e RGS (**Figura 1.36**).

Figura 1.36 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com **a.** comprimento-padrão (ln CP); **b.** peso (ln P); **c.** Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de *Glandulocauda melanopleura*, de afluentes do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP. Dados logaritmizados. R^2 : coeficiente de determinação.

4.2.3.4. Comportamento

Foram realizadas quatro horas de observações subaquáticas *in situ* no ponto EMB, além de 44 s de filmagens. A população deste ponto era reduzida, permanecendo boa parte do tempo próxima à margem esquerda do riacho, em abrigo localizado em meio às raízes da vegetação marginal. A maior porcentagem dos atos observados foi o ataque lateral entre machos, com 29,55% (**Tabela 1.15**). A principal tática alimentar foi a catação de itens carregados pela correnteza (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987), no meio da coluna d'água, com 80% dos atos dessa categoria. O ato entrar e sair do abrigo contribuiu com 27,27% de todos os comportamentos observados.

Tabela 1.15 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Glandulocauda melanopleura*, no afluente do rio Embu-Guaçu (EMB), bacia do rio Tietê, São Paulo, SP.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	-	-	-	-
Meio da coluna	18,18	20,00	16,67	80,00
Fundo	-	-	-	-
Mordiscar item	2,27	-	4,17	10,00
Ataque lateral	2,27	-	4,17	10,00
Reprodutivo				
Ataque lateral entre machos	29,55	20,00	37,50	59,09
Perseguição macho-fêmea	6,82	10,00	4,17	13,64
Mordida nad. caudal	4,55	10,00	-	9,09
Display lateral	4,55	-	8,33	9,09
Pareamento macho-fêmea	4,55	-	8,33	9,09
Outra categoria				
Entrar e sair do abrigo	27,27	40,00	16,67	100,00

Com relação ao grupo da localidade CAP, foram realizadas meia hora de observação subaquática e 27min 57s de filmagens. O local era bem mais amplo, e os indivíduos ocuparam a margem direita do poço, próximos a raízes da vegetação marginal (**Figuras 1.37 e 1.38**), além de atravessarem o poço para a outra margem. A maior proporção de atos comportamentais observados foi a catação de itens carregados pela

correnteza no meio da coluna d'água (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987), com 63,68% (**Tabela 1.16**). O forrageio de itens carregados pela correnteza próximos ao substrato, perto das margens, contribuiu com 26,57%, sendo 0,5% a cata de itens diretamente no substrato (*nibbler feeding*, Sazima, 1986).

Com relação aos comportamentos reprodutivos, a perseguição de fêmeas por machos (Nelson, 1964a) totalizou 53,33% de atos nessa categoria, seguido de ataque lateral entre machos (Nelson, 1964a), com 40,0%. O ato entrar e sair do abrigo contribuiu com 2,36% dos atos observados.

Tabela 1.16 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Glandulocauda melanopleura*, no afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	2,59	2,59	-	2,76
Meio da coluna	63,68	63,68	-	67,67
Fundo	24,53	24,53	-	26,07
Mordiscar substrato	0,47	0,47	-	0,50
Investida em item	0,71	0,71	-	0,75
Ataque lateral	1,18	1,18	-	1,25
Perseguição por item	0,94	0,94	-	1,00
Reprodutivo				
Ataque lateral entre machos	1,42	1,42	-	40,00
Perseguição macho-fêmea	1,89	1,89	-	53,33
Pareamento	0,24	0,24	-	6,67
Outra categoria				
Entrar e sair do abrigo	2,36	2,36	-	100,00

Figura 1.37 – Cardume de *Glandulocauda melanopleura*, próximo aos troncos e folhas submersas no substrato, em poço do afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP. Filmagem: R.M.C.Castro.

Figura 1.38 - Cardume de *Glandulocauda melanopleura*, com destaque para o macho (seta), em poço do afluente do rio Capivari (CAP), bacia do rio Itanhaém, São Paulo, SP. Filmagem: R.M.C.Castro.

4.2.4. *Glandulocauda caerulea*

A campanha de coleta de *Glandulocauda caerulea* (**Figura 1.39**) (Expedição 3) foi realizada nos dias 18 a 23 de março de 2018, em poço no afluente do riacho Amola-Faca (AMOL), de ordem 1, caracterizado pelas águas transparentes, substrato composto por areia, silte e folhiço (**Figuras 1.40 e 1.41**), 25°35'27,2"S 49°41'35,1"O, bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR. Foram coletados 34 exemplares de *G. caerulea*, sendo um separado para análises genéticas, três fotografados e 30 exemplares utilizados para as análises não genéticas. Foram realizadas três horas de observação subaquática, além de 2 horas 43 min e 49 s de filmagens.

Figura 1.39- Representantes de *Glandulocauda caerulea* **a.** LIRP 16919, 43,46mm CP, macho adulto, e **b.** LIRP 16919, 38,23mm CP, fêmea, do afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.40- **a.** Vista à montante e, **b.** vista à jusante do afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.41- Transparência da água do afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR. Foto: R.M.C. Castro.

4.2.4.1. Estrutura populacional

A amostra da população de *G. caerulea* variou de 26,2 a 41,7mm de comprimento-padrão, não havendo diferenças nos comprimentos de machos (26,2 a 41,7mm) e fêmeas (27,8 a 39,8mm) ($D_{9,21} = 0,1905$; $p = 0,9576$). A proporção sexual da espécie no local foi de 2,33 machos/fêmea ($\chi^2 = 8,333$; $p = 0,003$).

4.2.4.2. Dieta

Os indivíduos amostrados apresentaram atividade alimentar intensa ($GR_2 = 80\%$), sem a presença de indivíduos com estômagos vazios (**Figura 1.42**). O IA foi calculado com base em 25 estômagos (**Tabela 1.17**). Fragmentos de insetos foi o item de maior prevalência nos estômagos (80,54%), sendo formas adultas de Hymenoptera (Formicidae) o item alóctone mais consumido (37,77%), e larvas de Diptera (Chironomidae) o item autóctone mais consumido (16,19%). Os itens alóctones (78,78%) foram predominantes em

relação aos itens autóctones (21,22%) ($\chi^2 = 17,96$; $p = 2,24 \text{ E-}05$), sendo a dieta classificada como insetívora.

Figura 1.42 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Glandulocauda caerulea*, no afluente do riacho Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

Tabela 1.17 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Glandulocauda caerulea*, no afluente do riacho Amola-Faca (AMOL), Balsa Nova, PR, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada). Os maiores valores de IA foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
Fragmento Insecta	80,54	-	IND
Fragmentos Insecta Terrestres	4,35	22,35	ALO
Coleoptera	0,48	2,46	ALO
Hemiptera	1,00	5,14	ALO
Ninfa Hemiptera	0,33	1,70	ALO
Hymenoptera (Formicidae)	7,35	37,77	ALO
Larva Lepidoptera	1,83	9,40	ALO
Larva Diptera (Chironomidae)	3,15	16,19	AUT
Ninfa Ephemeroptera	0,15	0,77	AUT
Crustacea Ostracoda	0,74	3,80	AUT
Nematoda	0,09	0,46	AUT

4.2.4.3. Reprodução

A maior parte dos indivíduos amostrados de *G. caerulea* apresentou gordura na cavidade visceral (GA2 e GA3), com poucos indivíduos sem estoque de gordura (GA1=

6,67%) (**Figura 1.43a**). A maior porcentagem da população foi composta por indivíduos imaturos (A= 56,67%), com baixa proporção de indivíduos em desenvolvimento (B= 23,33%) e maduros (C= 20%). Não foram amostradas fêmeas maduras (**Figura 1.43b**). O tamanho mínimo registrado para indivíduos em desenvolvimento gonadal foi 34,5mm para fêmeas e 29,7mm para machos.

A RGS média foi calculada apenas para sete machos, sendo o valor estimado em 4,13 (1,96 dp).

Figura 1.43- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Glandulocauda caerulea*, em afluentes do riacho Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

4.2.4.4. Comportamento

Um grupo de *G. caerulea* foi observado em um poço do ponto AMOL (**Figuras 1.44 a 1.47**) por três horas, além de 2h 43min 49s de filmagens. Os indivíduos permaneceram mais letárgicos após o crepúsculo, indicando hábito diurno.

Foram observados apenas comportamentos relacionados ao forrageio (**Tabela 1.18**). A principal tática alimentar observada foi a catação de itens carregados pela correnteza no meio da coluna d'água (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987) (51,34%) (**Figura 1.46**), sendo que os exemplares se localizaram em frente a uma pequena queda d'água, nadando ativamente contra correnteza para permanecerem no mesmo local para o forrageio. Também foram observados indivíduos próximos ao fundo (31,71%) e na superfície (*surface picking*, Sazima, 1986) (12,18%), catando itens alimentares. A retirada de larvas de Diptera

(Chironomidae) do substrato com inclinação lateral do corpo (Sabino & Castro, 1990) também foi verificada para o grupo (0,88%) (**Figura 1.47**).

Tabela 1.18 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Glandulocauda caerulea*, no afluente do riacho Amola-Faca (MOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	12,18	11,04	35,42	12,18
Meio da coluna	51,34	50,84	61,46	51,34
Fundo	31,71	33,21	1,04	31,71
Mordiscar substrato	1,02	1,07	-	1,02
Retirada item com inclinação lateral do corpo	0,88	0,92	-	0,88
Mordiscar item	0,58	0,61	-	0,58
Investida em item	0,63	0,66	-	0,63
Ataque lateral	0,68	0,61	2,08	0,68
Perseguição por item	0,97	1,02	-	0,97

Figura 1.44 - Cardume de *Glandulocauda caerulea*, no afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR. Filmagem: M.B.Moraes.

Figura 1.45 - Indivíduo de *Glandulocauda caerulea*, no afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR. Filmagem: M.B.Moraes.

Figura 1.46 - Cardume de *Glandulocauda caerulea* forrageando na correnteza, através da tática alimentar de catação de itens (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987), no afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR. Filmagem: M.B.Moraes.

Figura 1.47 - Indivíduo de *Glandulocauda caerulea*, extraindo item do perifiton da rocha com inclinação lateral do corpo (Sabino & Castro, 1990) (seta), em afluente do rio Amola-Faca (AMOL), bacia do rio Iguaçu, Balsa Nova, PR. Filmagem: M.B.Moraes.

4.2.5. *Mimagoniates microlepis*

A expedição para coleta (Expedição 2) de *Mimagoniates microlepis* (**Figura 1.48**) foi realizada nos dias 17 a 19 de dezembro de 2017, em riacho afluente do rio Branco (BRAN), de ordem 1, caracterizado por suas águas transparentes e rasas, com velocidade corrente moderada, e substrato composto majoritariamente por matacões, seixos, cascalho e areia, (**Figuras 1.49 e 1.50**), 24°01'38,1"S 46°42'20,8"O, bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. Foram coletados 45 exemplares, sendo três indivíduos conservados em álcool absoluto para estudos genéticos, três fotografados e 39 exemplares para análises não genéticas. Além disso, foram realizadas quatro horas e meia de observação subaquática, e 44 min e 34 s de filmagens.

Figura 1.48- Representantes de *Mimagoniates microlepis* **a.** LIRP 16918, 52,14mm CP, macho adulto, e **b.** LIRP 16918, 38,17mm CP, fêmea adulta, do afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.49- **a.** Vista à montante e, **b.** vista à jusante do afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.50- Transparência da água do afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. Foto: R.M.C. Castro.

4.2.5.1. Estrutura populacional

A amostra da população de *M. microlepis* variou de 32,2 a 53,3mm, sendo que fêmeas atingiram comprimentos menores que os machos ($D_{19,13} = 0,8704$; $p = 4,177 \times 10^{-6}$), variando entre 32,2 a 43,3, sendo que machos variaram entre 35,1 a 53,3mm. A proporção sexual foi igual a 1:1 ($\chi^2 = 1,8493$; $p = 0,1739$).

4.2.5.2. Dieta

Os indivíduos da espécie apresentaram intensa atividade alimentar, sem exemplares com estômagos vazios (**Figura 1.51**). Foram analisados 32 estômagos para o cálculo de IA (**Tabela 1.19**). A maior porcentagem foi fragmentos de insetos, presente em 67,07% dos estômagos. Não houve prevalência de itens de diferentes origens ($\chi^2 = 1,477$; $p = 0,2241$), sendo a dieta considerada insetívora. Dos itens alóctones, Hymenoptera (Formicidae)

adultos equivaleram a 52,23%. Dentre os itens autóctones, larvas de Trichoptera foi o item de maior importância (18,13%).

Figura 1.51 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Mimagoniates microlepis*, no afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

Tabela 1.19 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Mimagoniates microlepis*, no afluente do rio Branco (BRAN), Itanhaém, SP, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada). Os maiores valores de IA foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
Fragmento Insecta	67,07	-	IND
Coleoptera	0,30	0,91	ALO
Hemiptera	1,11	3,37	ALO
Hymenoptera (Formicidae)	17,20	52,23	ALO
Pupa Diptera	0,19	0,57	ALO
Ninfa Orthoptera	0,53	1,61	ALO
Larva Diptera (Chironomidae)	4,37	13,27	AUT
Larva Coleoptera (Psephenidae)	1,08	3,28	AUT
Ninfa Ephemeroptera	1,28	3,88	AUT
Larva Megaloptera	0,25	0,76	AUT
Ninfa Odonata	0,26	0,79	AUT
Ninfa Plecoptera	0,14	0,42	AUT
Larva Trichoptera	5,97	18,13	AUT
Crustacea Ostracoda	0,25	0,76	AUT

4.2.5.3. Reprodução

Os indivíduos apresentaram gordura na cavidade visceral (GA2 = 68,75% e GA3 = 31,25%) (**Figura 1.52a**). A maior proporção dos indivíduos amostrados foi classificada como madura (C= 90,62%), provavelmente indicando um pico do período reprodutivo (**Figura 1.52b**). Os machos em desenvolvimento e maduros apresentaram órgão caudal. O tamanho mínimo registrado para indivíduos em desenvolvimento gonadal foi 32,2mm para fêmeas e 35,1mm para machos. Foram analisadas 30 gônadas de *M. microlepis*. A RGS média calculada para 19 fêmeas foi de 15,02 (6,44 dp), sendo 4,60 (6,03 dp) para 11 machos.

A fecundidade absoluta média calculada para 19 fêmeas maduras foi 538,16 ovócitos (308,41 dp), que variaram de 0,3 a 1,2mm de diâmetro. A desova foi estimada como parcelada, com a presença de dois grupos de desenvolvimento de ovócitos, sendo 0,5mm o diâmetro a partir do qual os ovócitos poderão ser liberados durante a reprodução (**Figura 1.53**).

A fecundidade absoluta apresentou correlação positiva com o peso de fêmeas maduras ($R^2 = 0,53$) (**Figura 1.54b**), sendo a equação da regressão linear calculada $F = 1,39P + 6,16$. As outras variáveis CP e RGS não apresentaram correlação significativa ($R^2 < 0,5$) (**Figura 1.54a,c**).

Figura 1.52- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Mimagoniates microlepis*, em afluentes do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

Figura 1.53 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de *Mimagoniates microlepis*, nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I e II), em afluentes do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. A seta representa o diâmetro a partir do qual o ovócito maduro pode ser liberado durante a reprodução.

Figura 1.54 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com **a.** comprimento-padrão (ln CP); **b.** peso (ln P); **c.** Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de *Mimagoniates microlepis*, de afluentes do rio Branco, bacia do Itanhaém, Itanhaém, SP. Dados logaritmizados. R^2 : coeficiente de determinação.

4.2.5.4. Comportamento

Foram realizadas quatro horas e meia de observações da espécie, mais 44min 56s de filmagens. Os indivíduos de *M. microlepis* apresentaram hábito diurno, com natação ativa,

tanto nas margens, como em porções centrais do riacho (**Figuras 1.55 e 1.56**), ficando menos ativos e concentrados na superfície de remansos laterais após o crepúsculo.

A maior proporção de comportamentos esteve relacionada ao forrageio, sendo 47,08% das observações referentes a catação de itens carregados pela correnteza (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987) no meio da coluna d'água (**Tabela 1.20**). A espécie também apresentou catação de itens carregados pela correnteza próximos ao fundo (21,94%), na porção mais rasa do riacho, e na superfície (15,89%) (*surface picking*, Sazima, 1986). Também foi verificado o comportamento de retirada de larvas de Diptera (Chironomidae) do substrato com inclinação lateral do corpo (Sabino & Castro, 1990), com 0,78% das observações nessa categoria.

Com relação aos comportamentos reprodutivos, estes apresentaram uma ampla variedade de displays, com maior porcentagem de 65,38% sendo perseguição de fêmeas por machos (Nelson, 1964a) (**Figura 1.56**), sendo observados, ao menos três casais. O ato zigzag (Nelson, 1964a) apresentou uma alta proporção, com 17,95% das observações nessa categoria. As fêmeas perseguidas estavam aparentemente forrageando no meio do cardume.

Tabela 1.20 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Mimagoniates microlepis*, no afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	14,17	12,98	33,33	15,89
Meio da coluna	47,08	46,76	52,38	52,80
Fundo	21,94	23,30	-	24,61
Retirada de item com inclinação lateral corpo	0,69	0,29	7,14	0,78
Mordiscar substrato	0,14	-	2,38	0,16
Mordiscar item	0,28	0,15	2,38	0,31
Investida em item	4,03	4,28	-	4,52
Ataque lateral	0,42	0,29	2,38	0,47
Perseguição por item	0,42	0,44	-	0,47
Reprodutivo				
Ataque lateral entre machos	1,25	1,33	-	11,54
Perseguição macho-fêmea	7,08	7,52	-	65,38
Perseguição entre machos	0,28	0,29	-	2,56

Zig-zag	1,94	2,06	-	17,95
Bolhas de ar	0,28	0,29	-	2,56

Figura 1.55 - Cardume misto de *Mimagoniates microlepis* (setas) e espécies sintópicas, em afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. Filmagem: R.M.C.Castro.

Figura 1.56 - Cardume misto de *Mimagoniates microlepis* e espécies sintópicas, com destaque para dois casais de *M. microlepis* em perseguição sexual (setas), em afluente do rio Branco (BRAN), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. Filmagem: R.M.C.Castro.

4.2.6. *Mimagoniates lateralis*

A expedição (Expedição 2) para coleta de *Mimagoniates lateralis* (**Figuras 1.57**) ocorreu entre os dias 15 a 17 de dezembro de 2017, em poços de águas pretas, paradas e sem oxigenação, com substrato composto por folhiço, areia e matéria orgânica, localizado no riacho afluente do rio Preto (PRET), de ordem 1 (**Figura 1.58**), 24°13'06,4"S 46°55'50,6"O, bacia do rio Itanhaém, SP. Foram coletados 33 exemplares, sendo quatro utilizados para fins moleculares, dois fotografados e 27 separados para as análises não genéticas. Foram realizadas quatro horas e meia de observações subaquáticas, além de 46 min e 41 s de filmagens.

Figura 1.57- Representantes de *Mimagoniates lateralis* **a.** LIRP 16917, 30,62mm CP, macho adulto, e **b.** LIRP 16917, 28,09mm CP, fêmea adulta, do afluente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.58- Detalhe do poço do afluente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. Foto: R.M.C. Castro.

4.2.6.1. Estrutura populacional

Os indivíduos amostrados da espécie variaram de 23,3 a 29,8mm, sendo que as fêmeas atingiram comprimentos menores que os machos ($D_{16,11} = 0,5057$; $p = 0,046$), variando entre 23,3 a 29,3mm, diferentemente de machos, que variaram de 25,3 a 29,8mm. A proporção sexual da população foi igual a 1:1 ($\chi^2 = 1,8493$; $p = 0,1739$).

4.2.6.2. Dieta

Os indivíduos da espécie apresentaram alta atividade alimentar, sem indivíduos com estômagos vazios (**Figura 1.59**). Os 15 estômagos analisados para o cálculo do IA apresentaram alto grau de digestão, dificultando a identificação dos itens (**Tabela 1.21**). A maior porcentagem dos estômagos apresentou fragmentos de insetos (85,01%), sendo que os itens alóctones (71,05%) foram mais consumidos que os autóctones (28,95) ($\chi^2 = 9,845$;

$p= 0,0017$). O único item alóctone identificado foi formas adultas de Coleoptera, com 20,28%, e larvas de Coleoptera, com 28,95% como item autóctone. A dieta foi classificada como insetívora.

Figura 1.59 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Mimagoniates lateralis*, em poço afluente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

Tabela 1.21 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Mimagoniates lateralis*, em poço afluente do rio Preto (PRET), Itanhaém, SP, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada). Os maiores valores de IA foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
Fragmento Arthropoda	7,61	50,77	ALO
Fragmento Insecta	85,01	-	IND
Coleoptera	3,04	20,28	ALO
Larva Coleoptera	4,34	28,95	AUT

4.2.6.3. Reprodução

Mimagoniates lateralis apresentou a maior parte de indivíduos sem gordura na cavidade visceral (GA1= 77,78%) (**Figura 1.60a**). A maioria dos indivíduos amostrados estava sexualmente madura ($C= 81,42\%$), com todos os machos maduros ($C_{\text{machos}}= 100\%$), e fêmeas em todos os estádios de desenvolvimento, com predominância de gônadas sexualmente maduras ($C_{\text{fêmeas}}= 68,75\%$) (**Figura 1.60b**). O tamanho mínimo registrado para indivíduos em desenvolvimento gonadal foi 23,9mm para fêmeas e 25,3mm para

machos. Foram evisceradas 23 gônadas, sendo que a RGS média estimada para 12 fêmeas foi 11,29 (5,39 dp), e 5,59 (5,26 dp) para 11 machos.

A fecundidade absoluta média foi estimada em 122,83 ovócitos (30,97 dp), com diâmetros entre 0,2 a 1,2mm. A desova foi estimada como parcelada, sendo 0,5mm o diâmetro dos ovócitos que poderão ser liberados durante a reprodução, a partir da análise dos dois grupos de desenvolvimento de ovócitos (**Figura 1.61**).

Não foram encontradas correlações significativas entre fecundidade absoluta e CP, P e RGS de fêmeas maduras ($R^2 < 0,5$) (**Figura 1.62**).

Figura 1.60- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Mimagoniates lateralis*, em poça aflrente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

Figura 1.61 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de *Mimagoniates lateralis*, nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I e II), em aflrente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. A seta representa o diâmetro a partir do qual o ovócito maduro pode ser liberado durante a reprodução.

Figura 1.62 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com **a.** comprimento-padrão (ln CP); **b.** peso (ln P); **c.** Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de *Mimagoniates lateralis*, de afluente do rio Preto (PRET), bacia do Itanhaém, Itanhaém, SP. Dados logaritmizados. R^2 : coeficiente de determinação.

4.2.6.4. Comportamento

Foram realizadas quatro horas e meia de observações de *M. lateralis* em poça afluente do rio Preto (PRET) (**Figura 1.63**), além de 47min 8s de filmagens. A espécie apresentou hábito diurno, com indivíduos permanecendo menos ativos após o crepúsculo. Não foram verificados comportamentos reprodutivos (**Tabela 1.22**).

A espécie apresentou a tática alimentar de catação de itens alimentares em suspensão na coluna d'água (49,15%) e na superfície (48,91%) (*surface picking*, Sazima, 1986). A tomada de ar na superfície foi observada em 19,34% do total das observações, e pode ser uma resposta fisiológica devido às baixas concentrações de oxigênio da poça (oxigênio dissolvido tendendo a zero – **Tabela 1.3**).

Tabela 1.22 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Mimagoniates lateralis*, em poça afluyente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	39,45	39,02	50,00	48,91
Meio da coluna	39,65	39,23	50,00	49,15
Fundo	1,56	1,63	-	1,94
Outra categoria				
Tomada de ar na superfície	19,34	20,12	-	100,00

Figura 1.63 - Indivíduos de *Mimagoniates lateralis* (setas), próximos à superfície do afluyente do rio Preto (PRET), bacia do rio Itanhaém, Itanhaém, SP. Filmagem: M.B.Moraes.

4.2.7. *Mimagoniates sylvicola*

A coleta (Expedição 4) de *Mimagoniates sylvicola* (**Figura 1.64**) ocorreu entre os dias 26 a 31 de outubro de 2018, no rio do Sul (SUL), riacho de ordem 1, com águas ácidas, cor de chá, com velocidade corrente moderada, e substrato composto por areia e folhiço (**Figuras 1.65 e 1.66**), 16°59'9,7"S 39°12'53,5"O, Cumuruxatiba, BA. Foi amostrado um total de 105 indivíduos, sendo três para dados genéticos, cinco fotografados, 43 utilizados para análises biológicas e 54 coletados para registro de dados de ocorrência, que foram utilizados na análise de distribuição potencial.

Além disso, foram analisadas quatro horas e meia de observação subaquática, e 1h 40s de filmagens adicionais.

Figura 1.64- Representantes de *Mimagoniates sylvicola* **a.** LIRP 16920, 32,55mm CP, macho adulto, e **b.** LIRP 16920, 26,65mm CP, fêmea adulta, do rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.65- **a.** Vista à montante e, **b.** vista à jusante do rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.66- Transparência da água do rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA. Foto: R.M.C. Castro.

4.2.7.1. Estrutura populacional

A amostra da população da espécie variou de 13,7 a 32,9 mm de comprimento-padrão, sendo as fêmeas (14,6 a 28,4mm) menores que machos (13,7 a 32,9mm) ($D_{28,15}=0,8309$; $p=7,0278 \times 10^{-7}$). A proporção sexual foi de 1,86 fêmeas/macho ($\chi^2=4,999$; $p=0,025$).

4.2.7.2. Dieta

Os indivíduos de *M. sylvicola* amostrados apresentaram alta atividade alimentar, com predominância de estômagos com alimentos GR2 e GR3 (44,19% e 48,87%, respectivamente) (**Figura 1.67**). Dos 31 estômagos analisados para IA, 69,71% apresentaram o item fragmentos de insetos (**Tabela 1.23**). Não houve diferenças no consumo entre itens alóctones (46,94%) e autóctones (53,06%) ($\chi^2=0,249$; $p=0,6177$). O item alóctone mais consumido foi formas adultas de Hymenoptera (Formicidae) (40,57%),

e o item autóctone foi larvas de Diptera (Chironomidae) (17,73%). A dieta foi classificada como insetívora.

O item areia não foi contabilizado nas análises por não ser considerado alimento, e provavelmente tenha sido ingerido acidentalmente ou ser proveniente do casulo de larvas de Trichoptera.

Figura 1.67 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Mimagoniates sylvicola*, no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

Tabela 1.23 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Mimagoniates sylvicola*, no rio do Sul (SUL), Cumuruxatiba, BA, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada). Os maiores valores de IA foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
Fragmento Insecta	69,71	-	IND
Fragmentos Insecta Aquáticos	5,79	19,11	AUT
Hymenoptera (Formicidae)	12,29	40,57	ALO
Pupa Diptera (Tipulidae)	1,93	6,37	ALO
Larva Diptera (Chironomidae)	5,37	17,73	AUT
Ninfa Plecoptera	2,79	9,21	AUT
Larva Trichoptera	2,11	6,96	AUT
Areia	-	-	-

4.2.7.3. Reprodução

Os indivíduos da espécie apresentaram acúmulo de gordura na cavidade visceral, com poucos indivíduos amostrados sem nenhuma gordura (4,65%) (**Figura 1.68a**). Foram encontrados exemplares em todos os estágios de maturação gonadal, exceto esgotados (EM D), sendo que a maioria dos indivíduos estava em desenvolvimento sexual (69,76%), com predominância de fêmeas ($B_{\text{fêmeas}} = 82,14\%$) (**Figura 1.68b**). Machos maduros ($C_{\text{machos}} = 40\%$) foram mais frequentes que fêmeas maduras ($C_{\text{fêmeas}} = 10,71\%$). Tanto machos em desenvolvimento sexual quanto maduros apresentaram órgão caudal. O tamanho mínimo registrado para indivíduos em desenvolvimento gonadal foi 20,3mm para fêmeas e 26,2mm para machos. A RGS média calculada para 25 fêmeas foi de 5,38 (1,80 dp), e para 13 machos foi de 5,09 (2,19 dp).

A fecundidade absoluta média, estimada para fêmeas maduras e fêmeas em desenvolvimento, foi de 60,21 ovócitos (23,71 dp), variando de 0,2 a 1,2 mm de diâmetro. A desova foi classificada como parcelada, sendo 0,6mm o diâmetro do ovócito maduro, a partir da análise dos dois grupos de desenvolvimento de ovócitos (**Figura 1.69**).

Foram encontradas correlações entre fecundidade absoluta e comprimento-padrão e fecundidade e peso de fêmeas ($R^2 = 0,69$ e $0,61$, respectivamente) (**Figura 1.70a,b**). As equações das regressões lineares calculadas foram $F = 4,87CP - 11,38$ para CP, e $F = 1,37P + 5,99$ para P. Não houve correlação significativa entre fecundidade e RGS ($R^2 < 0,5$) (**Figura 1.70c**).

Figura 1.68- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Mimagoniates sylvicola*, no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

Figura 1.69 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de *Mimagoniates sylvicola*, nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I e II), no rio do Sul, drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA. A seta representa o diâmetro a partir do qual o ovócito maduro pode ser liberado durante a reprodução.

Figura 1.70 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com **a.** comprimento-padrão (ln CP); **b.** peso (ln P); **c.** Relação Gonadossomática (ln RGS) de fêmeas maduras de *Mimagoniates sylvicola*, do rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA. Dados logaritimizados. R²: coeficiente de determinação.

4.2.7.4. Comportamento

Foram realizadas quatro horas e meia de observações subaquáticas, e 1h 40s de filmagens. Os indivíduos da espécie apresentaram comportamento diurno, ocupando as

margens e meio do canal, ficando menos ativos após o crepúsculo, e confinados em áreas de remansos marginais, próximos à superfície.

Os indivíduos apresentaram maior proporção de comportamentos relacionados ao forrageio, com a catação de itens carregados pela correnteza (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987) no meio da coluna d'água (**Figuras 1.71 e 1.72**), totalizando 52,45% das observações (**Tabela 1.24**). Também foram observados indivíduos catando itens carregados pela correnteza próximos ao fundo, em 16,11% das observações, e mordiscando itens alimentares (*nibbler feeding*, Sazima, 1986).

Com relação aos comportamentos reprodutivos, os indivíduos apresentaram uma ampla variedade de displays, classificados segundo Nelson (1964a). O ato perseguição de fêmeas por machos contribuiu com 28,77% das observações nessa categoria, seguida de liberação de bolhas de ar na frente de fêmeas com 26,03%, e o pareamento do casal com 17,12%. O display natação em círculos de machos (**Figura 1.73**) contribuiu com 3,42% das observações nessa categoria.

Tabela 1.24 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Mimagoniates sylvicola*, no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	9,66	9,05	15,00	11,90
Meio da coluna	52,45	49,14	81,25	64,60
Fundo	16,11	17,96	-	19,84
Investida em item	0,13	0,14	-	0,16
Mordiscar item	1,42	1,58	-	1,75
Ataque lateral	1,42	1,44	1,25	1,75
Reprodutivo				
Ataque lateral entre machos	2,45	2,73	-	13,01
Perseguição entre machos	0,52	0,57	-	2,74
Mordida nad. caudal machos	0,13	0,14	-	0,68
Natação em círculos (machos)	0,64	0,72	-	3,42
Perseguição macho-fêmea	5,41	5,75	2,50	28,77
Display lateral	1,29	1,44	-	6,85
Natação direita-esquerda	0,13	0,14	-	0,68
Pareamento	3,22	3,59	-	17,12

Bolhas de ar	4,90	5,46	-	26,03
Ida à superfície juntos	0,13	0,14	-	0,68

Figura 1.71 - Cardume de *Mimagoniates sylvicola*, alimentando-se por catação de itens carreados pela correnteza no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA. Filmagem: R.M.C.Castro.

Figura 1.72 - Indivíduo de *Mimagoniates sylvicola*, no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA. Filmagem: R.M.C.Castro.

Figura 1.73 - Dois machos de *Mimagoniates sylvicola* (setas), apresentando o display natação em círculos, no rio do Sul (SUL), drenagem costeira, Cumuruxatiba, BA. Filmagem: R.M.C.Castro.

4.2.8. *Mimagoniates rheocharis*

A campanha de coleta (Expedição 5) de *Mimagoniates rheocharis* (**Figura 1.74**) ocorreu entre os dias 8 a 12 de dezembro de 2018, no arroio Bananeiras (BAN), um riacho de ordem 1, largo, com águas transparentes, e substrato composto principalmente por matacões, seixos e cascalhos (**Figuras 1.75 e 1.76**), 29°25'39,2"S 50°10'50,9"O, bacia do rio Tramandaí, Itati, RS. Também foram coletados exemplares em ponto localizado à jusante, sob lírios d'água em uma das margens de um poço largo com substrato composto por matacões e folhiço (**Figura 1.77**). Foram coletados 38 exemplares da espécie, sendo 30 separados para análises de dados biológicos, dois fotografados e seis separados para genética. Foram realizadas quatro horas e meia de observação subaquática *in situ*, adicionalmente 1h 26min 3s de filmagens.

Figura 1.74- Representantes de *Mimagoniates rheocharis* **a.** LIRP 16921, 51,74mm CP, macho maduro e **b.** LIRP 16921, 44,41mm CP, fêmea madura, do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.75- **a.** Vista à montante e, **b.** vista à jusante do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.76- Transparência da água do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.77- Vista à jusante de poço do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS. Foto: R.M.C. Castro.

4.2.8.1. Estrutura populacional

O comprimento-padrão da espécie variou de 23,0 a 49,8mm, sendo que não houve diferenças significativas entre a amplitude de comprimento de machos (27,5 a 49,8mm) e fêmeas (23,0 a 39,4mm) ($D_{10,19} = 0,2789$; $p = 0,6113$). A proporção sexual foi de 1,9 machos/fêmeas ($\chi^2 = 4,999$; $p = 0,025$).

4.2.8.2. Dieta

A amostra da população apresentou intensa atividade alimentar, sem indivíduos com estômagos vazios (**Figura 1.78**). Foram examinados 28 estômagos para análise do IA. A maior contribuição para a dieta da espécie foi o item fragmentos de insetos, com 77,91% (**Tabela 1.25**). Também foi verificada a presença predominante de itens de origem alóctone, como formas adultas de Hymenoptera (Formicidae) (36,75%) e Coleoptera (4,86%), e larvas de Lepidoptera (8,41%), sendo a dieta classificada como insetívora.

Figura 1.78 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Mimagoniates rheocharis*, no arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

Tabela 1.25 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Mimagoniates rheocharis*, no arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; IND – indeterminada). Os maiores valores de IA foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
Fragmento Arthropoda	6,33	29,90	ALO

Fragmento Insecta	77,91	-	IND
Fragmentos Insecta Terrestres	3,67	17,33	ALO
Coleoptera	1,03	4,86	ALO
Hymenoptera (Formicidae)	7,78	36,75	ALO
Ninfa Hemiptera	0,26	1,23	ALO
Larva Lepidoptera	1,78	8,41	ALO
Araneae	0,31	1,46	ALO
Fragmentos vegetais	0,92	-	IND

4.2.8.3. Reprodução

A maior parte dos indivíduos amostrados apresentou reservas de gordura na cavidade visceral (GA2= 65,52% e GA3= 27,59%) (**Figura 1.79a**). Com relação ao desenvolvimento gonadal, a maioria dos indivíduos amostrados estava imatura (75,86%), com baixas porcentagens de estádios B e C (13,79% e 10,34%, respectivamente) (**Figura 1.79b**). Machos em desenvolvimento e maduros apresentaram órgão caudal. O tamanho mínimo registrado para indivíduos em desenvolvimento gonadal foi 34,6mm para fêmeas e 41,2mm para machos, com a presença de um macho grande imaturo (49,8mm). Com relação à RGS média, esta foi estimada em 2,39 (3,19 dp) para três fêmeas e 0,88 (0,67 dp) para quatro machos.

A fecundidade absoluta média calculada foi de 169 ovócitos (40,71 dp), com diâmetro variando de 0,3 a 1,0 mm. As distribuições de frequência percentual de ovócitos foram agrupadas em um único gráfico, sendo a desova classificada como parcelada (**Figura 1.80**). O diâmetro a partir do qual os ovócitos estão maduros foi estimado em 0,6mm, a partir do agrupamento de todas as distribuições de diâmetro de ovócitos.

Não foi possível calcular a correlação entre fecundidade absoluta e CP, P e RGS pelo baixo número amostral.

Figura 1.79- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Mimagoniates rheocharis*, no arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

Figura 1.80 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de *Mimagoniates rheocharis*, nos diferentes grupos de desenvolvimento de ovócitos (I e II), no arroio Bananeiras, bacia do rio Tramandaí, Itati, RS. A seta representa o diâmetro a partir do qual o ovócito maduro pode ser liberado durante a reprodução.

4.2.8.4. Comportamento

Foram realizadas quatro horas e meia de observação subaquática de *M. rheocharis*, além de 1h 26min 03s de filmagens. Os indivíduos apresentaram hábito diurno, nadando ativamente em ambas as margens do riacho, em locais sombreados e com vegetação marginal (**Figuras 1.81 a 1.83**).

A maior porcentagem de comportamentos observados foi catação de itens alimentares carregados pela correnteza em toda coluna d'água (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987), totalizando 74,21% (**Tabela 1.26**). A catação de itens na superfície (*surface picking*, Sazima, 1986) foi relativamente alta, contribuindo com 23,02% respectivamente.

Com relação aos comportamentos reprodutivos, classificados segundo Nelson (1964a), o ato perseguição de fêmeas por machos (**Figura 1.82**) foi o comportamento mais observado (36,11%). O ato liberação de bolhas de ar pelo macho também apresentou elevada porcentagem, com 31,48% das observações nessa categoria. O pareamento lateral do casal apresentou frequência de 7,41% (**Figura 1.83**).

Tabela 1.26 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Mimagoniates rheocharis*, no arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	21,48	21,90	6,67	23,02
Meio da coluna	47,78	47,17	68,89	51,19
Fundo	22,96	23,62	-	24,60
Investida em item	0,19		6,67	0,20
Mordiscar substrato	0,06	0,06	-	0,07
Ataque lateral	0,68	0,63	2,22	0,73
Perseguição por item	0,19	0,19	-	0,20
Reprodutivo				
Ataque lateral entre machos	0,37	-	13,33	5,56
Perseguição entre machos	0,06	-	2,22	0,93
Natação em círculos (machos)	0,62	0,63	-	9,26
Perseguição macho-fêmea	2,41	2,48	-	36,11
Tocar abdômen da fêmea	0,62	0,63	-	9,26
Pareamento	0,49	0,51	-	7,41
Bolhas de ar	2,10	2,16	-	31,48

Figura 1.81 - Cardume de *Mimagoniates rheocharis* (setas) próximo ao substrato, sob vegetação marginal, em poço do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS. Filmagem: R.M.C.Castro.

Figura 1.82 - Casal de *Mimagoniates rheocharis* em perseguição sexual, em poço do arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS. Seta indica o macho. Filmagem: M.B.Moraes.

Figura 1.83 - Casal de *Mimagoniates rheocharis* em pareamento, no arroio Bananeiras (BAN), bacia do rio Tramandaí, Itati, RS. Seta indica o macho. Filmagem: M.B.Moraes.

4.2.9. *Mimagoniates inequalis*

A expedição (Expedição 5) para coleta de *Mimagoniates inequalis* (**Figura 1.84**) foi realizada entre os dias 4 a 7 de dezembro de 2018, na Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (EEA/UFRGS), em aflgente do arroio Calombos (CAL), 30°06'39,1"S 51°41'19,3"O (**Figuras 1.85 e 1.86**), riacho de ordem 1, estreito, raso, de águas turvas, com correnteza fraca a moderada, e substrato composto por areia, argila e cascalho, localizado na bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS. Foram amostrados 56 exemplares, destes três foram separados para análises genéticas, dois fotografados, e 51 foram dissecados para análises biológicas. Foram realizadas quatro horas e meia de observação subaquática, além de 1h 23min 11s de filmagens adicionais.

Figura 1.84- Representantes de *Mimagoniates inequalis* **a.** LIRP 16922, 39,75mm CP, macho adulto, e **b.** LIRP 16922, 33,55mm CP, fêmea, do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.85- **a.** Vista à montante e, **b.** vista à jusante do afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS. Foto: R.M.C. Castro.

Figura 1.86- Transparência da água do afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS. Foto: R.M.C. Castro.

4.2.9.1. Estrutura populacional

Os indivíduos variaram de 21,4 a 37,4mm de comprimento-padrão, sendo que não houve diferenças estatísticas significativas entre os comprimentos de machos (23,1 a 36,9mm) e fêmeas (21,3 a 37,4mm) ($D_{21,29} = 0,2824$; $p = 0,2407$). A proporção sexual foi igual a 1:1 ($\chi^2 = 1,288$; $p = 0,2564$).

4.2.9.2. Dieta

Os indivíduos amostrados apresentaram alta atividade alimentar, com baixa proporção de indivíduos com estômagos vazios (GR1= 8%) (**Figura 1.87**). Foram examinados 35 estômagos para análise da dieta. Os indivíduos apresentaram ampla variação de itens alimentares ingeridos, sendo a maioria de origem alóctone (85,37%) ($\chi^2 = 29,32$; $p = 6,136 \text{ E-}08$) (**Tabela 1.27**), sendo a dieta classificada como insetívora.

O item formas adultas de Hymenoptera (Formicidae) (22,20%) foi o item alóctone de maior importância, e larvas de Diptera (Ceratopogonidae) o item autóctone correspondente (11,57%).

Figura 1.87 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Mimagoniates inequalis*, no afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

Tabela 1.27 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Mimagoniates inequalis*, no afluente do arroio Calombos (CAL), Eldorado do Sul, RS, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; AUT – autóctone; IND – indeterminada). Os maiores valores de IA foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
Fragmento Insecta	84,01	-	IND
Fragmentos Insecta Terrestres	2,96	18,51	ALO
Coleoptera	1,11	6,94	ALO
Hymenoptera (Formicidae)	3,55	22,20	ALO
Isoptera	0,22	1,37	ALO
Pupa Diptera	0,30	1,87	ALO
Ninfa Hemiptera	0,56	3,50	ALO
Larva Diptera (Ceratopogonidae)	1,85	11,57	AUT
Larva Coleoptera	0,49	3,06	AUT
Araneae	0,06	0,37	ALO
Acari	0,06	0,37	ALO
Fragmentos vegetais	4,81	-	IND

4.2.9.3. Reprodução

Os indivíduos da espécie apresentaram estoque de gordura na cavidade visceral, com poucos representantes sem nenhuma gordura (GA1= 2%) (**Figura 1.88a**). Grande proporção dos exemplares estava sexualmente imatura (A= 88%), seguido de indivíduos em desenvolvimento gonadal (B= 12%), não sendo amostrados indivíduos maduros (**Figura 1.88b**). O tamanho mínimo registrado para indivíduos em desenvolvimento gonadal foi 31,7mm para fêmeas e 36,9mm para machos. Mesmo assim, foi calculado a RGS média de indivíduos em estágios de desenvolvimento, sendo 0,75 (1,21 dp) para três fêmeas e 3,91 para um único macho.

A fecundidade absoluta média para os ovários em desenvolvimento foi de 51 ovócitos (42,42 dp), que variaram de 0,3 a 1,0 mm de diâmetro. A desova foi categorizada como parcelada, sendo 0,5mm o diâmetro do ovócito maduro (**Figura 1.89**), a partir da análise agrupada das distribuições de diâmetros de ovócitos. A correlação entre fecundidade absoluta e CP, P e RGS não foi calculada devido ao baixo número amostral.

Figura 1.88- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Mimagoniates inequalis*, no afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

Figura 1.89 - Distribuição de frequência percentual das classes de diâmetro de ovócitos de fêmeas de *Mimagoniates inequalis*, no afluente do arroio Calombos, bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS. A seta representa o diâmetro a partir do qual o ovócito maduro pode ser liberado durante a reprodução.

4.2.9.4. Comportamento

Foram realizadas quatro horas e meia de observações subaquáticas, acrescidas de 1h 23min 11s de filmagens. A espécie é diurna, ocupando tanto a margem como o meio do canal do riacho, preferencialmente próximos ao substrato (**Figura 1.90**).

Mimagoniates inequalis apresentou apenas comportamentos de forrageio, não tendo sido observados displays de corte reprodutiva (**Tabela 1.28**). Sendo assim, o comportamento de catação de itens carregados pela correnteza no meio da coluna d'água (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987) foi o de maior porcentagem observada (54,88%), seguido de catação de itens carregados pela correnteza no fundo do riacho (35,92%). Também foi verificada a obtenção de larvas de Diptera (Ceratopogonidae) no substrato, a partir da retirada com inclinação lateral do corpo (Sabino & Castro, 1990), com 0,64%.

Tabela 1.28 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Mimagoniates inequalis*, no afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	7,06	6,49	14,89	7,06
Meio da coluna	54,88	53,86	69,15	54,88
Fundo	35,92	38,50	-	35,92
Mordiscar item	0,14	-	2,13	0,14
Mordiscar substrato	0,43	0,08	5,32	0,43

Lateral corpo substrato	0,64	0,38	4,26	0,64
Ataque lateral	0,71	0,61	2,13	0,71
Perseguição por item	0,21	0,08	2,13	0,21

Figura 1.90 - Cardume de *Mimagoniates inequalis*, próximos ao substrato, no afluente do arroio Calombos (CAL), bacia do rio Jacuí, Eldorado do Sul, RS. Filmagem: R.M.C.Castro.

4.2.10. *Pseudocorynopoma heterandria*

A última expedição (Expedição 6), para coleta de *Pseudocorynopoma heterandria* (**Figura 1.91**), foi realizada ocorreu entre os dias 30 de abril a 2 de maio de 2018, no afluente do Ribeirão Botujuru, riacho de ordem 1, águas turvas, com correnteza moderada, com substrato predominantemente composto por areia (**Figuras 1.92 e 1.93**), 23°29'30"S 46°09'48,7"O, bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP. Foram amostrados 39 exemplares da espécie, sendo um exemplar separado para genética, três fotografados e 35 separados para as análises biológicas. Também foram realizadas quatro horas e meia de observações subaquáticas *in situ*, e 26min 38s de filmagens.

Figura 1.91- Representantes de *Pseudocorynopoma heterandria* **a.** LIRP 16923, 58,63mm CP, macho, e **b.** LIRP 16923, 35,82mm CP, fêmea, do afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP. Foto: M.B.Moraes.

Figura 1.92- **a.** Vista à montante e, **b.** vista à jusante do afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP. Foto: M.B.Moraes.

Figura 1.93- Transparência da água do afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP. Foto: M.B.Moraes.

4.2.10.1. Estrutura populacional

Os indivíduos amostrados de *P. heterandria* variaram de 21,5 a 52,2mm de comprimento-padrão, sem diferenças significativas entre a amplitude de comprimentos de machos (23,7 a 52,2mm) e fêmeas (21,5 a 47,4mm) ($D_{18,8} = 0,1528$; $p = 0,9984$). A proporção sexual da população foi de 2,25 fêmeas/macho ($\chi^2 = 8,0288$; $p = 0,0046$).

4.2.10.2. Dieta

Pseudocorynopoma heterandria apresentou intensa atividade alimentar, com baixa porcentagem de indivíduos com estômagos vazios (GR1= 2,86%) (**Figura 1.94**). Foram analisados 29 estômagos para cálculo do IA (**Tabela 1.29**). Devido ao alto grau de digestão dos estômagos, não foi possível identificar grande parte do conteúdo (fragmentos de insetos), que corresponde a 96,55% do IA. Outros dois itens identificados foram formas

adultas de Coleoptera e Hymenoptera (Formicidae), ambos de origem alóctone, sendo a dieta classificada como insetívora.

Figura 1.94 - Frequências percentuais do Grau de Repleção Estomacal (GR) de *Pseudocorynopoma heterandria*, no afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP. GR1= estômago vazio, GR2= estômago com alimento, GR3= estômago cheio.

Tabela 1.29 – Valores do Índice Alimentar (IA) e do IA Relativo (não considerando os itens de origem indeterminada) para cada item consumido por *Pseudocorynopoma heterandria*, no afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP, de acordo com sua origem (ALO – alóctone; IND – indeterminada). Os maiores valores de IA foram destacados em negrito.

Item Alimentar	IA	IA Relativo	Origem
Fragmento Insecta	96,55	-	IND
Coleoptera	2,41	69,85	ALO
Hymenoptera (Formicidae)	1,03	30,15	ALO

4.2.10.3. Reprodução

A maioria dos indivíduos apresentou gordura acumulada na cavidade visceral (GA2= 54,28%), sendo o restante sem reservas de gordura (GA1= 45,72%) (**Figura 1.95a**). 94,29% dos indivíduos estavam sexualmente imaturos (**Figura 1.95b**), com apenas um macho em desenvolvimento gonadal inicial (estádio B) (2,86%), e com uma fêmea com gônadas esgotadas (estádio D) (2,86%).

Não foi possível calcular a RGS de fêmeas e de machos, e nem a fecundidade absoluta.

Figura 1.95- Frequências percentuais de **a.** Grau de Gordura Acumulada (GA); e **b.** Estádios de Maturidade Gonadal (EM) de *Pseudocorynopoma heterandria*, no afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP. GA1= sem gordura, GA2= com gordura na cavidade visceral, GA3= repleto de gordura na cavidade visceral. A= imaturo, B= em desenvolvimento, C= maduro, D= esgotado.

4.2.10.4. Comportamento

Foram realizadas quatro horas e meia de observações subaquáticas e 26min 38s de filmagens de *P. heterandria*. A espécie é diurna, ocupando áreas sombreadas próxima às margens e meio do canal.

Não foram observados comportamentos reprodutivos, apenas de forrageio (**Tabela 1.30**). A catação de itens carregados pela correnteza no meio da coluna d'água (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987) foi a estratégia alimentar mais utilizada pela espécie, com 55,86% das observações. Além disso, a catação de itens na superfície (*surface picking*, Sazima, 1986) também contribuiu com 39,66%.

Tabela 1.30 – Frequências Percentuais (%) Total, por Período (Diurno, Crepuscular), e por Categoria (Forrageio, Reprodutivo) dos atos comportamentais de *Pseudocorynopoma heterandria*, no afluente do ribeirão Botujuru (BOT), bacia do rio Tietê, Mogi das Cruzes, SP.

Comportamento	Freq. Total	Freq. Diurna	Freq. Crepusc.	Freq. Categoria
Forrageio				
Superfície	39,66	40,96	21,88	39,66
Meio da coluna	55,86	54,23	78,13	55,86
Fundo	3,84	4,12	-	3,84
Retirada de item inclinação lateral corpo	0,64	0,69	-	0,64

4.3. Análise comparativa de dados bióticos

O teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis foi realizado para todas as variáveis contínuas selecionadas, para o conjunto de espécies, sendo os valores apresentados na **Tabela 1.31**. As espécies *G. caerulea* e *P. heterandria* não foram consideradas por não terem sido amostrados indivíduos maduros para a estimativa dos parâmetros reprodutivos. Todos os testes apontaram diferenças significativas em ao menos um par de médias comparadas. Apenas os resultados estatisticamente significativos ($p < 0,05$) do teste de comparação de médias a posteriori de Tukey estão apresentados na **Tabela 1.32**.

Tabela 1.31 – Valores de H do teste de Kruskal-Wallis, juntamente com a probabilidade calculada (p).

Variáveis	H	p
Fecundidade	64,52	1,87 E-11
Diâmetro ovócitos	31,97	1,31 E-05
RGS fêmeas	39,99	1,26 E-06
RGS machos	17,7	0,007

Tabela 1.32 – Valores das probabilidades (p) calculadas pelo teste de comparação de médias a posteriori de Tukey, para as variáveis analisadas para cada espécie.

Comparações de Médias	p
Fecundidade	
Mmic x Lspn	2,19 E-08
Mmic x Lwei	6,92 E-08
Mmic x Gmel	2,34 E-06
Mmic x Mlat	4,86 E-09
Mmic x Mrhe	0,005
Mmic x Mine	0,001
Mmic x Msyl	2,08 E-10
RGS fêmeas	
Mmic x Lspn	0,003
Mmic x Lwei	2,09 E-06
Mmic x Gmel	0,0003
Mmic x Msyl	2,92 E-06
Mmic x Mrhe	0,0004
Mmic x Mine	0,0001
Mlat x Mine	0,0201

RGS machos	
Mrhe x Msyl	0,0143
Diâmetro de ovócitos	
Lwei x Lspn	0,0001
Lwei x Mrhe	0,0097
Lwei x Msyl	0,0047

A fecundidade média de fêmeas de *M. microlepis* foi a maior registrada para as espécies analisadas, de 538,2 ovócitos, sendo que a fecundidade média absoluta das outras espécies variou de 51 ovócitos, em fêmeas em desenvolvimento de *M. inequalis*, a 193,9 ovócitos, em fêmeas de *G. melanopleura*. O diâmetro dos ovócitos maduros de *L. weitzmani* (0,4mm) foi menor do que os diâmetros estimados para as espécies *Lophiobrycon* sp. nov. (0,6mm), *M. sylvicola* (0,6mm) e *M. rheocharis* (0,6mm).

A **Figura 1.96** apresenta o resumo das informações sobre fecundidade absoluta média e os valores máximos e mínimos registrados, e os tamanhos dos ovócitos maduros das espécies estudadas.

Figura 1.96 – Gráfico com os valores das fecundidades médias absolutas (barras cinzas) e seus respectivos valores máximos e mínimos (pontos e linhas nas barras), e representação gráfica do diâmetro dos ovócitos maduros calculados para cada espécie estudada. Lsp (*Lophiobrycon* sp. nov.); Lwei (*Lophiobrycon weitzmani*); Gmel (*Glandulocauda melanopleura*); Mmic (*Mimagoniates microlepis*), Mlat (*Mimagoniates lateralis*); Msyl (*Mimagoniates sylvicola*), Mrhe (*Mimagoniates rheocharis*), Mine (*Mimagoniates inequalis*), Phet (*Pseudocorynopoma heterandria*). *Asteriscos representam as médias dos diâmetros dos ovócitos maduros estatisticamente diferentes entre si. **Asterisco representa a média da fecundidade absoluta estatisticamente maior do que as outras espécies, não considerando *P. heterandria*.

A RGS de fêmeas de *M. microlepis* (15,0) foi estatisticamente maior do que todas as RGS calculadas para as outras espécies, com exceção de *M. lateralis*, que também apresentou uma RGS alta (11,3), sendo esta maior que a RGS de *M. inequalis* (0,75). Com relação à RGS de machos maduros, somente a de *M. sylvicola*, a maior registrada (5,92) para as espécies de Glandulocaudini neste estudo, foi estatisticamente maior que a de *M. rheocharis*, a menor RGS calculada pelo estudo (0,88).

Com relação às correlações entre fecundidade absoluta com as variáveis CP, P e RGS, estas foram significativas e positivas apenas para as espécies *M. microlepis*, para peso ($R^2 = 0,53$) (**Figura 1.97a**), e *M. sylvicola*, para comprimento-padrão e peso ($R^2 = 0,69$ e $0,61$, respectivamente) (**Figura 1.97b,c**). Não foram calculadas as correlações para as espécies *G. caerulea* e *P. heterandria* devido à ausência de amostragem de dados reprodutivos, e para *M. rheocharis* e *M. inequalis* devido ao baixo número amostral.

Figura 1.97 – Gráficos das regressões lineares de fecundidade absoluta com **a.** peso (ln P) para fêmeas maduras de *Mimagoniates microlepis*; **b.** comprimento-padrão (ln CP) e **c.** peso (ln P) de fêmeas maduras de *Mimagoniates sylvicola*. Dados logaritmizados. R^2 : coeficiente de determinação.

A **Figura 1.98** apresenta as porcentagens de cada tipo de comportamento juntamente com as horas de observação subaquática despendidas para cada espécie. A maior proporção de comportamentos observados esteve relacionada ao forrageio. Nas espécies *G. caerulea*, *M. lateralis*, *M. inequalis* e *P. heterandria* não foram registrados comportamentos reprodutivos. A **Tabela 1.33** apresenta os principais comportamentos de forrageio e de reprodução observados, e a ocupação de habitat de cada espécie. Além disso, foi elaborado um diagrama com os principais comportamentos observados das espécies de Glandulocaudini estudadas, com intuito de facilitar o entendimento dos atos comportamentais (**Figura 1.99**),

Figura 1.98 – Diagrama com duração do tempo para cada tipo de comportamento observado na natureza: Forrageio (barras hachuradas) e Reprodução (barras pretas), por espécie, contendo as horas totais de observação (filmagens + observações *in loco*). Lsp (*Lophiobrycon* sp. nov.); Lwei (*Lophiobrycon weitzmani*); Gmel (*Glandulocauda melanopleura*); Gcae (*Glandulocauda caerulea*); Mmic (*Mimagoniates microlepis*), Mlat (*Mimagoniates lateralis*); Msyl (*Mimagoniates sylvicola*), Mrhe (*Mimagoniates rheocharis*), Mine (*Mimagoniates inequalis*), Phet (*Pseudocorynopoma heterandria*).

Para fins comparativos, a **Tabela 1.34** apresenta o resumo das informações apresentadas sobre a biologia das espécies de alvo do estudo. A Figura 1.100 apresenta o diagrama elaborado com os tamanhos máximos e mínimos de machos e fêmeas de cada espécie da tribo Glandulocaudini, em escala.

Tabela 1.33 – Principais comportamentos de forrageio (Sazima, 1986; Grant & Noakes, 1987; Sabino & Castro, 1990), reprodução (Nelson, 1964a), e ocupação de habitat observados nas espécies estudadas de Glandulocaudini e grupo-externo.

Espécie	Forrageio	Disputa por item alimentar	Reprodução	Ocupação habitat
Lsp	Catação itens carregados pela correnteza (<i>drift feeding</i>); mordiscar itens substrato (<i>nibbler feeding</i>); acompanhar <i>T. brasiliensis</i> (<i>followers of substrate grubbers</i>)	sim	Ataque lateral machos; perseguição machos, perseguição macho-fêmea; display lateral; pareamento macho-fêmea; agitação nad. caudal; natação direita-esquerda	Margens/ porção central do canal, na superfície, após o crepúsculo
Lwe	Catação itens carregados pela correnteza (<i>drift feeding</i>); mordiscar itens substrato (<i>nibbler feeding</i>); catação itens na superfície (<i>surface picking</i>)	não	Ataque lateral machos; perseguição machos, perseguição macho-fêmea; mordida nad. caudal; agitação nad. caudal; natação direita-esquerda; natação zig-zag	Margens, porção central do canal, meio coluna e superfície
Gmel	Catação itens carregados pela correnteza (<i>drift feeding</i>)	sim	Ataque lateral machos; perseguição macho-fêmea; display lateral; mordida nad. caudal; pareamento macho-fêmea, entrar e sair abrigo	Margens
Gcae	Catação itens carregados pela correnteza (<i>drift feeding</i>); mordiscar itens substrato (<i>nibbler feeding</i>); catação itens na superfície (<i>surface picking</i>)	sim	-	Toda porção do riacho
Mmic	Catação itens carregados pela correnteza (<i>drift feeding</i>); mordiscar itens substrato (<i>nibbler feeding</i>); catação itens na superfície (<i>surface picking</i>)	sim	Ataque lateral machos; perseguição machos, perseguição macho-fêmea; natação zig-zag; bolhas de ar	Toda porção do riacho/ remansos próximos à superfície após crepúsculo
Mlat	Catação itens carregados pela correnteza (<i>drift feeding</i>); catação itens na superfície (<i>surface picking</i>)	não	-	Margens, porção central do canal, superfície e meio

(Continua)

Msyl	Catação itens carregados pela correnteza (<i>drift feeding</i>); morder substrato (<i>nibbler feeding</i>); catação itens na superfície (<i>surface picking</i>)	sim	Ataque lateral machos; perseguição machos, perseguição macho-fêmea; mordida nad. caudal; display lateral; pareamento macho-fêmea; natação em círculos; natação direita-esquerda; tomada de ar e liberação de bolhas; ida a superfície juntos	Toda porção do riacho/ remansos próximos à superfície após crepúsculo
Mrhe	Catação itens carregados pela correnteza (<i>drift feeding</i>); catação itens na superfície (<i>surface picking</i>)	sim	Ataque lateral machos; perseguição machos, perseguição macho-fêmea; pareamento macho-fêmea; tocar abdômen da fêmea; natação em círculos; tomada de ar e liberação de bolhas	Margens, em toda a coluna
Mine	Catação itens carregados pela correnteza (<i>drift feeding</i>)	sim	-	Margens e porção central do canal, meio da coluna e fundo/ remansos próximos à superfície após crepúsculo
Phet	Catação itens carregados pela correnteza (<i>drift feeding</i>); catação itens na superfície (<i>surface picking</i>)	não	-	Margens e porção central do canal, meio da coluna e superfície

Figura 1.99 – Ilustrações representativas dos comportamentos de forrageio: **a.** catação de itens alimentares na superfície (*surface picking*, Sazima, 1986); **b.** catação de itens alimentares carregados pela correnteza (*drift feeding*, Grant & Noakes, 1987); **c.** morder substrato (*nibbler feeding*, Sazima, 1986); agonísticos (Nelson, 1964a): **d.** ataque lateral entre machos; **e.** mordida na nadadeira caudal; **f.** perseguição entre machos; **g.** natação em círculos de dois machos; e reprodutivos (Nelson, 1964a) **h.** perseguição de fêmea por macho; **i.** tomada de ar na superfície e liberação de bolhas na frente da fêmea; **j.** ida a superfície juntos; observados na natureza nas espécies estudadas de Glandulocaudini (continuação na próxima página). Desenhos: autoria própria.

k **n** **l** **o** **m** **p**

Figura 1.99 (continuação) – Ilustrações representativas dos comportamentos reprodutivos (Nelson, 1964a): **k.** pareamento de macho e fêmea; **l.** macho toca abdômen de fêmea; **m.** exibição lateral do macho; **n.** movimento de “zig-zag” do macho; **o.** agitação da nadadeira caudal; **p.** natação direita-esquerda de macho, observados na natureza nas espécies estudadas de Glandulocaudini. Desenhos: autoria própria

Tabela 1.34 – Resumo das informações biológicas sobre as espécies de Glandulocaudini e grupo-externo estudadas. CP_{min/máx} (Comprimento padrão mínimo e máximo); Prop. Sexual (Proporção sexual); RGS (Relação Gonadossomática) ♂ (machos) e ♀ (fêmeas); Comp. Repr. (Comportamento Reprodutivo verificado); Dieta (alo – alóctone; auto – autóctone; inset. – insetívora); Ocup. Habitat (ocupação de habitat); Tipo Amb. (Tipo de Ambiente); Perturb. (Grau de Perturbação da espécie provocado pelo observador); N (número amostral); Presença de Espécies Sintópicas. Legenda: Lsp: *Lophiobrycon* sp. nov.; Lwei: *L. weitzmani*; Gmel: *Glandulocauda melanopleura*; Gcae: *G. caerulea*; Mmic: *Mimagoniates microlepis*; Mlat: *M. lateralis*; Msyl: *M. sylvicola*; Mrhe: *M. rheocharis*; Mine: *M. inequalis*; Phet: *Pseudocorynopoma heterandria*. *Dados interpolados de *G. melanopleura*; **Dados extraídos de Ferriz *et al.* (2007).

Espécie	CP min/máx (mm)	Prop. sexual	Tamanho cardume	RGS ♂	RGS ♀	Fecund. média	Desova	Diâm. ovócito (mm)	Comp Repr.	Dieta	Tática alimentar	Ocup. habitat	Tipo amb.	N	Esp. sint.
Lsp	29,0/ 45,1	1:1	10 a 30 ind.	2,98 (3,94dp/ n=7)	8,41 (4,0dp/ n=15)	167,3 (85,9dp)	parcelada	0,1 – 1,2 (0,6)	sim	inset. (alo)	catação em toda coluna	coluna/fundo	sombreado, margens	41	sim
Lwei	15,7/ 30,1	1:1	5 a 10 ind.	1,38 (0,82dp/ n=14)	4,21(3,9 1dp/ n=11)	157,0 (57,1dp)	parcelada	0,2 – 1,0 (0,4)	sim	inset. (alo/auto)	catação, superfície	coluna/superf.	sombreado, margens	71	sim
Gmel	34,8/ 57,7	1:1	5 a 20 ind.	1,98 (3,21dp/ n=4)	6,38 (3,56dp/ n=11)	193,9 (129,0dp)	parcelada	0,3 – 1,3 (0,5)	sim	inset. (alo)	catação, superfície, substrato	toda coluna	sombreado, margens	38	sim
Gcae	26,2/ 41,6	2,33 ♂/♀	20 a 25 ind.	4,13 (1,96dp/ n=4)	13,3*	404,2*	?	0,3 – 1,3 (0,5)	não	inset. (alo)	catação, superfície, substrato	toda coluna	sombreado, margens	34	sim
Mmic	32,2/ 53,3	1:1	Até 30 ind.	4,61 (6,0dp/ n=11)	15,0 (6,44dp/ n=19)	538,2 (308,4dp)	parcelada	0,3 – 1,2 (0,5)	sim	inset. (alo/auto)	catação, superfície, substrato	toda coluna	sombreado, aberto, margens, canal	45	sim
Mlat	23,3/ 29,8	1:1	5 a 15 ind.	5,60 (5,26dp/ n= 11)	11,3 (5,39dp/ n=12)	122,8 (30,97dp)	parcelada	0,2 – 1,2 (0,5)	não	inset. (alo)	catação, superfície	coluna/superf.	sombreado, margens	33	sim
Msyl	13,7/ 32,9	1,86 ♀/♂	10 a 15 ind.	5,92 (2,19dp/ n=13)	5,38 (1,80dp/ n= 25)	60,2 (23,71dp)	parcelada	0,2 – 1,2 (0,6)	sim	inset (alo/auto)	catação, superfície, substrato	toda coluna	sombreado, margens, canal	43	sim
Mrhe	23,0/ 49,8	1,9 ♂/♀	5 a 20 ind.	0,88 (0,67dp/ n= 4)	2,38 (3,19dp/ n= 3)	169,0 (40,7dp)	parcelada	0,3 – 1,0 (0,6)	sim	inset. (alo)	catação em toda coluna	coluna/fundo	sombreado, margens	38	sim
Mine	21,4/ 37,4	1:1	5 a 30 ind.	3,92	0,75	51,0	parcelada	0,3 – 1,0 (0,5)	não	inset. (alo)	catação coluna, superfície, substrato	coluna/fundo	sombreado, margens, canal	56	sim
Phet	23,7/ 52,2	2,25 ♀/♂	10 a 20 ind.	10,8**	5,61**	1.286,4**	parcelada **	? (0,7)**	não	inset. (alo)	catação, superfície	coluna/superf.	sombreado, margens, canal	39	sim

Figura 1.100 – Diagrama em escala (mm) das espécies estudadas de Glandulocaudini, apresentando os tamanhos mínimos e máximos de machos e fêmeas de **a.** *Lophiobrycon* sp.nov.; **b.** *Lophiobrycon weitzmani*; **c.** *Glandulocauda melanopleura*; **d.** *Glandulocauda caerulea*; **e.** *Mimagoniates microlepis*; **f.** *Mimagoniates lateralis*; **g.** *Mimagoniates sylvicola*; **h.** *Mimagoniates rheocharis*; **i.** *Mimagoniates inequalis*. Símbolos representam machos e fêmeas, respectivamente. Fotos: R.M.C.Castro modificadas.

4.4. Análise evolutiva dos caracteres biológicos

4.4.1. Hipótese de relações filogenéticas

A hipótese de relações filogenéticas com base em dados morfológicos entre as espécies de Glandulocaudini foi gerada com base na matriz de dados disponibilizada por Menezes & Weitzman (2009), sendo apresentada a matriz modificada (**Tabela 1.35**), a árvore filogenética de Menezes & Weitzman (2009) (**Figura 1.101a**), e a árvore filogenética mais parcimoniosa encontrada na análise (**Figura 1.101b**).

Tabela 1.35 – Matriz dos estados dos caracteres para as espécies de Glandulocaudini e do grupo-externo, modificada de Menezes & Weitzman (2009).

Taxa/Caracteres	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>Pseudocorynopoma heterandria</i>	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lophiobrycon weitzmani</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Lophiobrycon</i> sp. nov	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Glandulocauda melanopleura</i>	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	2	0	0
<i>Glandulocauda caerulea</i>	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	2	0	0
<i>Mimagoniates microlepis</i>	1	1	1	1	0	0	3	1	1	1	1	4	0	0
<i>Mimagoniates lateralis</i>	1	1	1	1	0	0	3	1	1	1	1	4	0	0
<i>Mimagoniates inequalis</i>	1	1	1	1	0	0	2	1	1	1	1	3	0	0
<i>Mimagoniates rheocharis</i>	1	1	1	1	0	0	3	1	1	1	1	4	1	0
<i>Mimagoniates sylvicola</i>	1	1	1	1	0	0	3	1	1	1	1	4	0	0
<i>Mimagoniates pulcher</i>	1	1	1	1	0	0	2	1	1	1	1	3	0	0
<i>Mimagoniates barberi</i>	1	1	1	1	0	0	2	1	1	1	1	3	0	0

Caráter 1. Inseminação: (0) ausente; (1) presente;

Caráter 2. Tecido glandular com aparência granular no órgão caudal de machos: (0) ausente; (1) presente;

Caráter 3. Escamação modificada, hipertrofiada, do pedúnculo caudal estendendo-se na nadadeira caudal a partir da região ventral do lobo dorsal da nadadeira caudal: (0)ausente; (1) presente;

Caráter 4. Células glandulares caudais modificadas em células *club*: (0) ausente; (1) presente;

Caráter 5. Células glandulares caudais derivadas de células mucosas: (0) ausente; (1) presente;

Caráter 6. Escamas modificadas, hipertrofiadas, do pedúnculo caudal derivadas do lobo ventral da nadadeira caudal: (0) ausente; (1) presente;

Caráter 7. Raios principais 11 e 12: (0) não curvados; (1) ligeiramente curvados ventralmente, mas não formam um aparelho bombeador; (2) curvados e aumentados com um sulco entre eles (aparelho bombeador rudimentar); (3) curvados e modificados para suportar uma complexa câmara de bombeamento, em associação a modificações nos raios principais 9, 10 e 13;

Caráter 8. Raio anterior da nadadeira pélvica: (0) não ramificado; (1) ramificado;

Caráter 9. Escamas da base do lobo dorsal da nadadeira caudal: (0) não alongadas; (1) muito alongadas, pelo menos duas vezes mais alongado do que largo;

Caráter 10. Ganchos em raios da nadadeira anal de machos: (0) 2 ou mais em qualquer raio que possua gancho; (1) 0 ou 1 em qualquer raio que possua gancho.

Caráter 11. Dentes pré-maxilares: (0) dispostos em duas fileiras; (1) dispostos em uma fileira irregular;

Caráter 12. Órgão bombeador na nadadeira caudal: (0) raios principais 11 e 12 da nadadeira caudal não modificados, tecido glandular não está distribuído ao longo dos raios da nadadeira caudal; (1) raios principais 11 e 12 da nadadeira caudal não modificados, tecido glandular ao longo dos raios principais 11-15 da nadadeira caudal; (2) raios principais 11 e 12 ligeiramente curvados, tecido glandular ao longo dos raios principais 10-15 da nadadeira caudal; (3) raios principais 11 e 12 alongadas e curvados, formando um órgão bombeador rudimentar, tecido glandular em região concentrada imediatamente ao redor e sobre órgão caudal; (4) raios principais 11 e 12 extremamente curvados e modificados para formar um complexo órgão bombeador, tecido glandular confinado a área imediatamente ao redor e sobre órgão caudal;

Caráter 13. Ganchos resistentes no raio principal 11: (0) ausente; (1) presente;

Caráter 14. Papila urogenital: (0) ausente em fêmeas; (1) presente em fêmeas.

Figura 1.101 – Cladogramas das hipóteses filogenéticas dentre as espécies de Glandulocaudini, **a.** hipótese filogenética extraída de Menezes & Weitzman (2009). “Stevardiini” corresponde às espécies da tribo homônima; **b.** hipótese mais parcimoniosa obtida pelo presente estudo a partir da matriz modificada de Menezes & Weitzman (2009).

Comparando-se as duas relações de hipóteses filogenéticas baseadas em dados morfológicos (**Figura 1.101**), é possível observar que não houve alterações na topologia da filogenia, sendo *Lophiobrycon* sp. nov. grupo-irmão de *L. weitzmani*.

Com relação às novas hipóteses filogenéticas baseadas em dados moleculares do gene mitocondrial COI, foi encontrada uma árvore mais parcimoniosa pela busca heurística, apresentada na **Figura 1.102**, e três árvores de consenso através do método de verossimilhança, calculadas pelos algoritmos NNI, SPR e TBR (**Figuras 1.103, 1.104 e 1.105**).

Figura 1.102 – Árvore filogenética de consenso obtida pelo critério Máxima Parcimônia por busca heurística, a partir de dados moleculares.

Figura 1.103 – Árvore filogenética de consenso obtida pelo critério Máxima Verossimilhança, usando o algoritmo NNI. Os números correspondem aos valores calculados de *bootstrap*.

Figura 1.104 – Árvore filogenética de consenso obtida pelo critério Máxima Verossimilhança, usando o algoritmo SPR. Os números correspondem aos valores calculados de *bootstrap*.

Figura 1.105 – Árvore filogenética de consenso obtida pelo critério Máxima Verossimilhança, usando o algoritmo TBR. Os números correspondem aos valores calculados de *bootstrap*.

A árvore filogenética de consenso escolhida como base para as análises do sinal filogenético e mapeamento do caráter ancestral foi a do algoritmo NNI (**Figura 1.103**), pois apresentou apenas uma politomia, diferentemente da árvore obtida pelo algoritmo TBR (**Figura 1.105**), que apresentou duas politomias; e também os maiores valores *bootstrap* nos nós, em comparação às outras árvores geradas (**Figuras 1.103 e 1.104**). Além desta, foram escolhidas a árvore filogenética molecular obtida pela Máxima Parcimônia (**Figura 1.102**), além da árvore modificada de Menezes & Weitzman (2009) (**Figura 1.101b**) e a de Camelier *et al.* (2018), apresentada de modo simplificado na **Figura 1.106**.

Figura 1.106 – Árvore filogenética simplificada obtida a partir da calibração Bayesiana de dados moleculares concatenados, com os valores calculados de *bootstrap* em cada nó, modificado de Camelier *et al.* (2018).

Analisando a árvore de consenso obtida pela máxima verossimilhança pelo algoritmo NNI (**Figura 1.103**) e a árvore obtida por Camelier *et al.* (2018) (**Figura 1.106**), é possível notar que a tribo Glandulocaudini é monofilética em nível molecular, visto que ambas as filogenias apresentaram valores máximos de *bootstrap* (100). Além disso, o grupo formado por *G. melanopleura* + *Lophiobrycon* apareceu em ambas as filogenias, sendo o gênero *Lophiobrycon* monofilético. *Glandulocauda caerulea* ocorreu como grupo-irmão das espécies de *Mimagoniates* nas duas filogenias, corroborando o parafiletismo do gênero, sugerido por Camelier e colaboradores (2018).

As diferenças estão nos grupos formados pelas espécies de *Mimagoniates*. Na filogenia de Camelier e colaboradores (2018), *M. microlepis* é grupo-irmão de *M. sylvicola*, com valor alto de *bootstrap*, estando ambos relacionados com o clado formado por *M. lateralis* (*M. inequalis* + *M. rheocharis*). Na filogenia obtida neste estudo, *M. sylvicola* aparece como grupo-irmão das outras espécies do gênero, sendo que as relações entre *M. microlepis*, *M. lateralis* e o clado formado por *M. inequalis* + *M. rheocharis* não estão bem resolvidas, sendo observada uma politomia. Porém, o clado *M. inequalis* + *M. rheocharis* parece ser estável e monofilético, ocorrendo em ambas as filogenias.

4.4.2. Sinal filogenético

O sinal filogenético foi calculado para todas as variáveis contínuas de cada espécie, nas quatro filogenias selecionadas. Valores de fecundidade, RGS machos e RGS fêmeas e diâmetro de ovócitos maduros para *P. heterandria* foram extraídos do trabalho de Ferriz *et al.* (2007) sobre *Pseudocorynopoma doriae*, e extrapolados para a espécie em questão; para *G. caerulea* os valores foram interpolados, baseados nos parâmetros encontrados para *G. melanopleura*, já que o modelo fica inviabilizado com dados ausentes.

De todas as variáveis analisadas, apenas fecundidade e diâmetro de ovócitos maduros apresentaram sinais filogenéticos estatisticamente significativos ($\lambda_{\text{fecundidade}}=0,8971$; $p=0,0136$; $\lambda_{\text{diâmetro}}=1,00$; $p=0,0064$) na filogenia morfológica modificada de Menezes; e a variável diâmetro dos ovócitos na filogenia molecular de Camelier e colaboradores (2018) ($\lambda_{\text{diâmetro}}=1,00$; $p=0,0262$) (**Tabela 1.36**). As demais variáveis não apresentaram evidência de sinal filogenético nas filogenias moleculares obtidas por parcimônia e máxima verossimilhança pelo algoritmo NNI (**Tabela 1.36**).

Tabela 1.36- Estatística descritiva das análises do sinal filogenético por variável. Variáveis: F (Fecundidade); RGS machos (Relação gonadosomática de machos); RGS fêmeas (Relação gonadosomática de fêmeas); CP machos (Comprimento padrão médio de machos); CP fêmeas (Comprimento padrão médio de fêmeas). Descritores estatísticos: λ (parâmetro lambda de Pagel); K (parâmetro K de Blomberg); p (valor de significância do teste estatístico). Topologias empregadas: Morfológica (dados morfológicos, modificada de Menezes & Weitzman, 2009); Molecular Camelier (dados moleculares de Camelier *et al.* 2018); Molecular MP (dados moleculares, obtida pelo método Máxima Parcimônia); Molecular ML (dados moleculares, obtida pelo método de Máxima Verossimilhança, pelo algoritmo NNI).

Variáveis/ Topologias	Parâmetros			
	λ	p	K	p
Morfológica				
Fecundidade	0,8971	0,0136*	0,5573	0,234
RGS machos	0,4148	0,7546	0,1472	0,895
RGS fêmeas	0,000	1	0,2159	0,3056
CP machos	0,000	1	0,1583	0,664
CP fêmeas	0,000	1	0,1564	0,5584
Diâmetro ovócitos	1,000	0,0064*	0,4320	0,4890
Molecular Camelier				
Fecundidade	0,7710	0,0803	1,1566	0,344
RGS machos	0,000	1	0,5261	0,338
RGS fêmeas	0,000	1	0,7563	0,0789
CP machos	0,000	1	0,2697	0,998
CP fêmeas	0,000	1	0,2694	0,993
Diâmetro ovócitos	1,000	0,0262*	1,0304	0,300
Molecular MP				
Fecundidade	0,7686	0,0972	0,9728	0,204
RGS machos	0,000	1	0,3352	0,772

RGS fêmeas	0,000	1	0,3623	0,663
CP machos	0,000	1	0,2729	0,6803
CP fêmeas	0,000	1	0,2839	0,6283
Diâmetro ovócitos	0,6356	0,1741	0,6932	0,47
Molecular ML NNI				
Fecundidade	0,7399	0,1853	0,7395	0,1588
RGS machos	0,000	1	0,2068	0,7982
RGS fêmeas	0,000	1	0,2183	0,693
CP machos	0,000	1	0,2027	0,6653
CP fêmeas	0,000	1	0,2287	0,5554
Diâmetro ovócitos	0,5742	0,2659	0,49	0,4270

* indica valor de probabilidade significativa, ao nível de 5%.

A variável discreta “tipo de dieta” não foi calculada, por não apresentar diferenças entre as espécies, sendo todas classificadas como insetívoras, pela análise do IA.

4.4.3. Mapeamento de caracteres e reconstrução da condição ancestral

Foram realizados os mapeamentos da condição ancestral pelos métodos de máxima parcimônia e de máxima verossimilhança na hipótese filogenética de Camelier *et al.* (2018), com a variável diâmetro dos ovócitos (**Figura 1.107**), e na hipótese filogenética modificada de Menezes & Weitzman (2009), com as variáveis fecundidade (**Figura 1.108**) e diâmetro de ovócitos maduros (**Figura 1.109**). Os valores calculados pelos diferentes métodos não apresentaram grandes diferenças, tanto para a variável fecundidade como para diâmetro de ovócitos maduros na filogenia morfológica, sendo que não foram encontradas diferenças na estimativa do caráter ancestral para a variável diâmetro dos ovócitos na filogenia molecular de Camelier *et al.* (2018). Por esse motivo, os dados foram apresentados em uma única árvore filogenética (**Figura 1.107**).

Na filogenia molecular de Camelier *et al.* (2018) (**Figura 1.107**), houve uma ligeira diminuição dos valores do diâmetro ao longo da filogenia, com os maiores valores encontrados no ancestral de Glandulocaudini e Stevardiini, com 0,66mm, e no ancestral de Glandulocaudini, com 0,56mm. O ancestral de *L.weitzmani* e *G. melanopleura* apresentou o menor valor estimado, de 0,49mm. Não houve variação dos diâmetros dos ovócitos no clado *G.caerulea* + *Mimagoniates*, e nos grupos interiores, sendo que o diâmetro dos ancestrais variou de 0,54 a 0,52mm.

Para fecundidade (**Figura 1.108**), a reconstrução da condição ancestral estimou maiores valores de fecundidade (891,0 e 936,3) para o ancestral em comum de *P. heterandria* e das

espécies de Glandulocaudini. Houve uma tendência de diminuição dos valores de fecundidade para os ancestrais ao longo do clado Glandulocaudini, com um aumento de fecundidade no ancestral comum mais recente do clado formado por *M. microlepis*, *M. lateralis*, *M. sylvicola*, *M. rheocharis*. Provavelmente, os maiores valores de fecundidade encontrados para *M. microlepis* influenciaram na estimativa da maior fecundidade no ancestral comum mais recente deste clado.

Com relação ao diâmetro de ovócitos maduros (**Figura 1.109**), houve a tendência de diminuição do diâmetro de ovócitos maduros nos ancestrais dos grupos mais apicais, com um ligeiro aumento do diâmetro no clado (*M. microlepis*, *M. lateralis*, *M. sylvicola*, *M. rheocharis*). Esse aumento pode ter sido estimado devido aos maiores diâmetros de ovócitos serem encontrados em *M. sylvicola* e *M. rheocharis*.

Figura 1.107- Reconstrução da condição ancestral do diâmetro de ovócitos na filogenia molecular de Camelier *et al.* (2018). Os números apresentados nos nós equivalem aos valores estimados para o ancestral pelos métodos de parcimônia e verossimilhança, que foram iguais.

a **b**

Figura 1.108- Reconstruções da condição ancestral fecundidade absoluta **a.** método de parcimônia, utilizando o modelo “Squared”; e **b.** método de verossimilhança, utilizando o modelo Browniano. Os números apresentados nos nós equivalem aos valores estimados para o ancestral.

a **b**

Figura 1.109- Reconstruções da condição ancestral do diâmetro de ovócitos maduros **a.** método de parcimônia, utilizando o modelo “Squared”; e **b.** método de verossimilhança, utilizando o modelo Browniano. Os números apresentados nos nós equivalem aos valores estimados para o ancestral.

As análises de variâncias das variáveis foram testadas, levando em consideração a filogenia morfológica e o modelo de evolução Browniano, sendo os resultados apresentados na **Tabela 1.37**. Apenas a fecundidade apresentou correlação evolutiva com o comprimento padrão de fêmeas, tendo sido as demais comparações estatisticamente não significativas.

Tabela 1.37 – Valores de F (ANOVA filogenética) e probabilidade (p), entre fecundidade e as demais variáveis.

Variáveis	F	p
Fecundidade x diâmetro	0,5465	0,4809
Fecundidade x $CP_{fêmeas}$	6,0966	0,0388*
Fecundidade x $RGS_{fêmeas}$	0,9714	0,3532
Diâmetro x $CP_{fêmeas}$	0,0131	0,9118
Diâmetro x $RGS_{fêmeas}$	0,2504	0,6302

* indica valor com estatisticamente significativo.

5. DISCUSSÃO

5.1. Caracterização ambiental

As espécies de Glandulocaudini ocorrem em uma ampla variedade de habitat, que incluem ambientes desde lênticos a riachos com velocidade da correnteza moderada, tanto em águas claras e oxigenadas, como em águas turvas e de coloração bastante escuras, com baixas concentrações de oxigênio. Todos os ambientes amostrados apresentaram vegetação ripária presente, sendo que o estado de conservação dos mesmos variou de preservado a parcialmente preservado, sendo que houve apenas um local (CBJ) sem vegetação ripária em uma das margens, com sombreamento do corpo d'água pelo dossel, tal como registrado em outros trabalhos de espécie de Glandulocaudini (Sabino & Castro, 1990; Mazzoni & Iglesias-Rios, 2002; Castro *et al.*, 2003b; Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro, 2006; Menezes & Weitzman, 2009; Esteves *et al.*, 2019). Além disso, todos os riachos amostrados eram de ordem 1 a 2, com poucas espécies sintópicas, com exceção de *M. microlepis* e *M. rheocharis* e *M. inequalis*, que ocorreram juntamente com mais espécies. Porém, os locais de maior abundância de *M. rheocharis* eram em microhabitat localizado em poço embaixo de lírios d'água submersos.

O pH dos locais estudados variou de ácido a neutro, sendo que algumas espécies estão associadas à águas escuras e ácidas, tais como *M. lateralis* (Menezes & Weitzman, 2009; Ferreira *et al.*, 2014) e *M. sylvicola* (Menezes & Lima, 2008, Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro, 2009, 2010, 2013, 2016). Além disso, outros estudos associam a presença de determinadas características físicas dos riachos às espécies de peixes, tal como a associação de *M. microlepis* na bacia do rio Itanhaém com ambientes lóticos (*rhithron*) (Ferreira *et al.*, 2019) e riachos mais largos (Ferreira *et al.*, 2014), e presença de vegetação ripária (Mazzoni & Iglesias-Rios, 2002; Braga *et al.*, 2013). Porém, as informações básicas sobre os ambientes de riachos em geral ainda são escassas, principalmente em estudos de taxonomia e levantamento da ictiofauna, o que dificulta a correlação adequada e entendimento dos padrões de distribuição das espécies em seus ambientes.

A análise da PCA revelou agrupamentos concisos para cada localidade amostrada, com exceção de três localidades: CAP2, BAN3 e CAL3, que representam características limnológicas e estruturais distintas. O ponto CAP2 representa o local da observação de *G. melanopleura*, um

poço localizado na margem direita do afluente do rio Capivari. As características limnológicas desse ponto provavelmente são muito diferentes com relação às características dos outros dois pontos amostrados, em locais lóticos localizados à montante e à jusante deste ponto. O mesmo ocorre para o ponto BAN3, um poço localizado à jusante do ponto de observação no arroio Bananeiras. O ponto CAL3, localizado também à jusante do ponto de observação no afluente do arroio Calombos, apresentou características diferentes dos outros dois pontos, tais como maior velocidade corrente da água, maior turbidez e menor profundidade. Segundo Ward (1989), ambientes fluviais são marcados por sua complexidade e heterogeneidade estrutural, em diversos níveis: horizontal (cabeceira-foz e afluentes); transversal (canal do rio e área de várzea); vertical (canal do rio, lençol freático e zona hiporreica) e temporal, o que explicaria as diferenças limnológicas e estruturais encontradas em trechos de apenas 50 m de comprimento de um riacho.

5.2. Estrutura populacional

Com relação à estrutura populacional, o menor indivíduo coletado foi um macho da espécie *L. weitzmani*, com 15,7mm de comprimento-padrão, sendo o maior indivíduo amostrado um macho da espécie *G. melanopleura*, com 57,7mm de CP. Houve diferenciação nos comprimentos entre os sexos apenas para *L. weitzmani* no ponto ABJ, para *M. microlepis*, *M. lateralis* e *M. sylvicola*, sendo os machos maiores que as fêmeas, podendo tratar-se de um possível dimorfismo sexual, padrão também verificado em *M. microlepis* (Braga *et al.*, 2013), em adição às estruturas sexuais secundárias presentes em machos sexualmente maduros, tais como o órgão caudal, ganchos nas nadadeiras pélvicas e anal, além da coloração mais intensa (Nelson, 1964a; Castro *et al.*, 2003b; Menezes & Weitzman, 2009), e da papila urogenital presente em fêmeas do gênero *Lophiobrycon* (Castro *et al.*, 2003; Menezes & Weitzman, 2009).

A proporção sexual é influenciada pelas diferentes taxas de crescimento, alocação de energia e mortalidade de machos e fêmeas ao longo do desenvolvimento ontogenético, podendo variar temporalmente e espacialmente, sendo um importante indicador em estudos de dinâmica populacional de peixes e do potencial reprodutivo (Vazzoler, 1996; Schultz, 1996). A proporção sexual foi igual a 1:1 na maioria das espécies, com exceção de *L. weitzmani* no ponto ABJ, que apresentou proporção de 2,11 machos/fêmea; *G. caerulea* com 2,33 machos/fêmea; *M. sylvicola*

com 1,86 fêmeas/macho; *M. rheocharis* com 1,9 machos/fêmea e *P. heterandria*, com 2,25 fêmeas/macho.

Mimagoniates sylvicola e *P. heterandria* apresentaram maior proporção de fêmeas do que machos, mesmo padrão encontrado para *M. microlepis* por Braga e colaboradores (2013) e para *P. doriae* (Ferriz *et al.*, 2007), que pode ser decorrente da maior vulnerabilidade à predação de machos devido ao comportamento de corte diferenciado (Schultz, 1996). Vasconcelos e colaboradores (2011) sugerem que a maior proporção de fêmeas na população de *Bryconamericus stramineus* possa repor perdas decorrentes de predação, concordante com o sugerido por Rankin & Kokko (2007), de que a proporção de fêmeas é determinante para o equilíbrio da densidade populacional. Em contrapartida, o maior número de machos em uma população, como encontrado em *L. weitzmani*, *G. caerulea* e *M. rheocharis*, poderia aumentar a competição intrasexual e as disputas sexuais por fêmeas, como apontado por Trivers (1972).

A determinação sexual em peixes pode ser essencialmente genética, a partir de cromossomos sexuais (Ospina-Álvarez & Piferrer, 2008), ou pode ser influenciada por diversos fatores durante o desenvolvimento larval, como temperatura, salinidade, pH, luminosidade, entre outros (Korpelainen, 1990; Ospina-Álvarez & Piferrer, 2008). Estudos sobre o cariótipo e citogenética das espécies *M. microlepis*, *M. lateralis* e *G. melanopleura* não evidenciaram a presença de cromossomos sexuais (Guimarães *et al.*, 1995, Kanteke *et al.*, 2007). Os mecanismos de diferenciação sexual para Glandulocaudini ainda são desconhecidos, sendo que fatores ambientais podem estar relacionados com as diferentes proporções sexuais encontradas. Além disso, as diferentes proporções sexuais encontradas podem ser desbalanços eventuais de um equilíbrio dinâmico das populações.

O estudo realizado por Braga e colaboradores (2007) sobre estrutura populacional de *M. microlepis* verificou a presença de maior porcentagem de indivíduos jovens em áreas à jusante, mesmo padrão encontrado em trabalho subsequente desenvolvido por Braga e colaboradores (2013). Essa segregação longitudinal foi explicada em ambos os trabalhos pelo possível carregamento de ovos, larvas e pequenos peixes rio abaixo (Agostinho *et al.*, 2003; Vitule *et al.*, 2008), ocorrendo a migração ontogenética sentido montante, não sendo estritamente relacionada com a reprodução, podendo ocorrer por todo ano (Abilhoa *et al.*, 2011; Braga *et al.*, 2013). No presente estudo, porém, não foi possível verificar tal hipótese, devido à amostragem de peixes estar restrita a apenas um ponto de cada riacho selecionado.

5.3. Dieta e comportamento de forrageio

Todas as espécies apresentaram dieta insetívora, sendo fragmentos de insetos/artrópodes a maior porcentagem dos itens consumidos, devido ao alto grau de digestão e fracionamento dos itens alimentares nos estômagos. Dentre os itens autóctones, larvas aquáticas de Diptera (Chironomidae) foram os itens mais consumidos. Houve a predominância na ingestão de itens de origem alóctone, que são importantes presas para peixes de riachos com vegetação ripária preservada (Lowe-McConnell, 1999, Casatti, 2002; Mazzoni & Rezende, 2003; Rezende & Mazzoni, 2006; Ferreira *et al.* 2012; Leite *et al.* 2015), com exceção de *L. weitzmani*, *M. microlepis* e *M. sylvicola*, que apresentaram iguais proporções de itens alóctones e autóctones consumidos, indicando a importância de itens autóctones na alimentação. Formas adultas de Hymenoptera (Formicidae) foram os itens de maior ocorrência nos estômagos das espécies de Glandulocaudini estudadas, concordante com outros estudos de alimentação de espécies de peixes caracídeos (Casatti, 2002; Mazzoni & Rezende, 2003; Rezende & Mazzoni, 2006, Lobón-Cerviá *et al.* 2016), seguido de formas adultas de Coleoptera e Hemiptera. Como não foram realizadas amostragens de macroinvertebrados terrestres e aquáticos nos próprios ambientes, não sendo possível inferir se os itens mais consumidos são os mais abundantes. De uma maneira geral, Coleoptera é a ordem de insetos mais diversificada em número de espécies da Mata Atlântica, seguida de Lepidoptera, Diptera e Hymenoptera (Brown Jr., 1997).

A vegetação ripária é uma zona de transição entre ecossistemas terrestres e aquáticos, com transferência de energia e matéria (Pusey & Arthington, 2003), com a mesma fornecendo o aporte de itens alóctones aos ambientes aquáticos, tais como artrópodes terrestres, e materiais vegetais, como folhas e galhos, que servirão como abrigos criando diversos microhabitat (Crook & Robertson, 1999; Casatti *et al.*, 2009). Além disso, os itens alóctones serão consumidos tanto pela ictiofauna como pelos macroinvertebrados aquáticos, que auxiliarão na decomposição da matéria para a transformação do material em finamente particulado, abundante em rios localizados à jusante, segundo a teoria do contínuo fluvial de Vannote e colaboradores (1980). A quantidade de itens alóctones em sistemas aquáticos pode variar sazonalmente em ambientes tropicais, diminuindo durante períodos com baixos índices de pluviosidade (Pinto & Uieda, 2007). Porém, em ambientes com elevadas taxas de pluviosidade ao longo de todo ano, tal como

na Estação Ecológica Juréia-Itatins, não foi observada a variação sazonal entre a disponibilidade de itens alóctones e autóctones (Gonçalves *et al.*, 2018).

Os resultados pontuais obtidos sobre alimentação das espécies de Glandulocaudini são congruentes com a literatura sobre o grupo. Castro e colaboradores (2003b) analisaram o conteúdo estomacal de cinco exemplares de *L. weitzmani*, relatando a presença de itens alóctones e autóctones, tais como larvas e ninfas aquáticas de insetos (Diptera Chironomidae, Ephemeroptera, Odonata e Trichoptera) e insetos adultos das ordens Diptera, Hymenoptera, Thysanoptera e Coleoptera. Estudos sobre a dieta de *M. microlepis* apontam que a espécie possui dieta insetívora, com predominância de itens alóctones (Sabino & Castro, 1990; Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Barreto & Aranha, 2006; Mazzoni & Costa, 2007; Lobón-Cerviá *et al.*, 2016; Gonçalves *et al.*, 2018). Otto (2006) verificou que a dieta de populações de *M. lateralis* era composta principalmente por artrópodes terrestres não identificados, seguida de formas adultas de Diptera e Coleoptera. Ainda, Dufech e colaboradores (2003) observaram diferenças ontogenéticas na dieta de *M. rheocharis*, sendo a dieta de indivíduos adultos composta predominantemente por itens alóctones, tais como insetos terrestres (Diptera e Hymenoptera), enquanto que a dieta de juvenis foi composta basicamente pelos itens autóctones micro Crustacea e estágios iniciais de insetos aquáticos.

Em duas espécies de Stevardiinae, *Diapoma speculiferum* Cope, 1894 e *Pseudocorynopoma doriae*, artrópodes terrestres foram os itens mais consumidos, indicando predominância de itens de origem alóctone (Graciolli *et al.*, 2003). A espécie *P. doriae* permaneceu forrageando mais próxima à superfície (Graciolli *et al.*, 2003), em concordância com os resultados apresentados para *P. heterandria*. Outras espécies de Characidae, tais como *Hyphessobrycon griemi* e *Hollandichthys multifasciatus*, também apresentam a dieta insetívora (Gonçalves *et al.*, 2018).

As táticas alimentares mais observadas em todas as espécies foram catação de itens carregados pela correnteza (= *drift feeders*, Grant & Noakes, 1987), e a catação de itens na superfície (= *surface pickers*, Sazima, 1986). As espécies exploram toda a coluna d'água, permanecendo mais tempo em forrageamento no meio da coluna, mas também em porções superiores e inferiores do canal, com correnteza fraca a moderada, em movimentos chamados *up-and-down*, ou para cima e para baixo (Nelson, 1964a). Todas as espécies apresentaram também o comportamento de investida contra o item alimentar, ou seja, aumentaram o ritmo de natação ao

visualizarem o item na coluna ou na superfície. Nelson (1964a) classificou o comportamento alimentar de seis espécies de Stevardiinae analisados (*Corynopoma riisei* Gill, 1858; *Pseudocorynopoma doriae*; *P. heterandria*; *Mimagoniates microlepis*; *M. lateralis* e *M. inequalis*) como forrageadores de superfície, que utilizam movimentos para cima e para baixo durante a atividade alimentar. Os resultados também são concordantes com as informações sobre comportamento alimentar de *Mimagoniates microlepis*, que apresentou o comportamento de catação de itens alóctones na superfície da água como principal tática alimentar, além de selecionar itens carregados na correnteza (Sabino & Castro, 1990; Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Barreto & Aranha, 2006). No presente estudo, foi observada em diversas ocasiões a rejeição de item alimentar, sendo que os indivíduos, após capturarem o item, expeliram o mesmo, sendo uma possível evidência de seletividade alimentar.

Além disso, os comportamentos de forrageio eventuais como mordiscar o substrato (=nibblers, Sazima, 1986), a retirada de larvas de Chironomidae do perifíton de rochas com inclinação lateral do corpo (Sabino & Castro, 1990), e acompanhar outra espécie que forrageia no substrato para alimentar-se de itens em suspensão, tal como ocorre com *Lophiobrycon* sp. nov. e *Trichomycterus brasiliensis*, (=followers of substrate grubbers, Sazima 1986), e também descrito para *Characidium* sp. e *Parotocinclus maculicauda* (Steindachner, 1877) (Leitão *et al.*, 2007), evidenciam a importância dos itens autóctones na alimentação dos Glandulocaudini, principalmente para *L. weitzmani*, *M. microlepis* e *M. sylvicola*, que apresentaram iguais proporções de itens autóctones e alóctones ingeridos. A espécie *Astyanax lacustris* (Lütken, 1875), classificada como invertívora por Casatti (2002), forma cardumes à meia-água coletando partículas arrastadas pela correnteza, investindo também contra raízes submersas de gramíneas marginais.

É importante ressaltar que as espécies *L. weitzmani* no ponto ABJ e *M. lateralis* apresentaram maior proporção de forrageio na superfície da água, comparada às outras espécies. Uma possível explicação é a baixa concentração de oxigênio nas águas desses ambientes, que estimularia os indivíduos a permanecerem mais tempo na superfície para tomada de oxigênio, devido à elevada saturação de oxigênio na lâmina d'água pela difusão com a atmosfera (Wootton, 1990; Helfman *et al.*, 2009).

5.4. Reprodução e comportamento de corte

Com respeito às características reprodutivas, todas as espécies, com exceção da população de *L. weitzmani* no ponto ABJ e *M. lateralis*, apresentaram gordura na cavidade visceral, que pode estar relacionada ao estoque de energia a ser utilizada no desenvolvimento das gônadas no período que antecede a reprodução e também com a realização do comportamento de corte reprodutiva.

A maioria das espécies apresentou indícios de atividade reprodutiva, com a presença de indivíduos sexualmente maduros (estádio C), com exceção de *G. caerulea*, *M. inequalis* e *P. heterandria*, juntamente com o comportamento de corte reprodutiva. Apenas em *M. lateralis* não foram observados comportamentos reprodutivos, possivelmente devido à presença do observador/ câmera subaquática, pois essa espécie apresenta alto grau de perturbação, como verificado no experimento de reação de alarme realizado por Duboc (2007). Além disso, segundo Nelson (1964a), esta foi a espécie que mais se agregou, com poucos comportamentos agonísticos observados no cardume. Possivelmente, a reprodução de *G. caerulea* e *M. inequalis* deva ocorrer em meses mais frios, padrão observado para espécies de peixes de riachos que ocorrem no sul do país (Azevedo *et al.*, 2016; Lampert & Azevedo, 2018). Infelizmente, não foi possível coletar *P. heterandria* no período chuvoso, e possivelmente foi perdida a lacuna temporal da possível reprodução da espécie, segundo Nelson (1964a). A observação do comportamento de corte reprodutiva em *G. melanopleura* e nas espécies de *Lophiobrycon* pode ser uma evidência de que provavelmente essa seja uma característica presente no ancestral comum dos Glandulocaudini.

Além disso, em todas as espécies, com exceção de *G. caerulea*, as fêmeas iniciaram o desenvolvimento gonadal mais precocemente do que os machos, padrão encontrado para *M. microlepis* (Braga *et al.*, 2006, 2008, 2013) e para *M. lateralis* (Moraes *et al.*, 2020). Para a inferência sobre o tamanho médio da primeira maturação gonadal, no qual 50% da população encontra-se em desenvolvimento sexual (L_{50}), é necessário obter amostras mensais da mesma população ao longo de pelo menos um ano, pois existe uma variação individual, sendo que alguns indivíduos irão iniciar o desenvolvimento mais cedo e outros mais tardiamente (Vazzoler, 1996), o que não foi realizado no presente estudo. Machos grandes de *G. melanopleura* com 52,7 e 54,1mm de comprimento padrão estavam sexualmente imaturos, assim como um único macho de *M. rheocharis* com 49,8mm, com órgão caudal pouco desenvolvido, o que pode estar relacionado

com a inibição sexual de outros machos pelo macho dominante, tal como verificado por Bushmann & Burns (1994) para *Corynopoma riisei*. Porém, como não foram realizadas coletas posteriores, não podemos confirmar esta hipótese.

A RGS de fêmeas foi maior do que a de machos, variando de 2,38 em *M. rheocharis*, até 15,0 em *M. microlepis*, com exceção de *M. inequalis*, que apresentou o menor valor da RGS de fêmeas (0,75), calculada a partir de fêmeas em desenvolvimento gonadal. Nos machos, a RGS variou de 0,88 em *M. rheocharis* a 5,92, em *M. sylvicola*. É possível afirmar, portanto, que existe um maior investimento gonadal em fêmeas, devido aos altos valores de RGS, padrão encontrado nas espécies inseminadoras de Characidae (Azevedo *et al.*, 2000, 2010, 2016; Braga *et al.*, 2006, 2008; Lampert & Azevedo, 2018; Moraes *et al.*, 2020), assim como na maioria dos Actinopterygii (Winemiller, 1989; Helfman *et al.*, 2009).

A fecundidade média das fêmeas de Glandulocaudini variou de 51,0 ovócitos, em fêmeas em maturação gonadal de *M. inequalis*, a 538,2 ovócitos em fêmeas maduras de *M. microlepis*, com diâmetro mínimo do ovócito maduro variando de 0,4 a 6,0mm. Provavelmente a maior fecundidade de *M. microlepis* esteja relacionada com o sucesso da espécie em ocupar diversos ambientes, e ser tão amplamente distribuída em riachos florestados da porção da costa leste brasileira, entre a Bahia e o Rio Grande do Sul e porções da bacia do alto Paraná. A desova de todas as espécies analisadas foi classificada como parcelada, o que permite a reprodução por um período prolongado, assim como aferido por Alkins-Koo (2000) para a espécie da tribo Stevardiini *Corynopoma riisei*. A autora ainda observou que a fecundidade estava diretamente relacionada com o comprimento-padrão de fêmeas maduras, sendo que fêmeas menores depositaram menos ovos por um período curto, e fêmeas maiores depositaram uma maior quantidade de ovos fertilizados por um período prolongado, sendo 0,49mm o diâmetro mínimo de ovócitos maduros. No presente estudo, foi observada a correlação positiva da fecundidade absoluta com peso para fêmeas de *M. microlepis*, e da fecundidade com peso e comprimento-padrão, em *M. sylvicola*.

Valores de fecundidade absoluta baixos também foram encontrados por Azevedo e colaboradores (2016) e Lampert & Azevedo (2018) para *M. microlepis* (109,3 ovócitos $\pm$ 56,5 e 135,7 ovócitos $\pm$ 73,4) e para *M. rheocharis* (421 ovócitos $\pm$ 193,5 e 273,4 ovócitos $\pm$ 127,86); 116,37 $\pm$ 26,68 ovócitos para *M. lateralis* (Moraes *et al.*, 2020) e 272,84 $\pm$ 132,4 ovócitos para *M. microlepis* (Moraes, 2012). Azevedo (2010) aponta que a maior proporção de Characidae de

pequeno tamanho corporal (<120mm) analisados apresentam fecundidade absoluta variando de 90 a 500 ovócitos, com alto índice de correlação. O autor propôs a hipótese de que a fecundidade absoluta baixa, verificada para espécies inseminadoras de Characidae, tal como *Macropsobrycon uruguayanae* Eigenmann, 1915 (Azevedo *et al.*, 2010), e o longo período reprodutivo estejam associados com a eficiência da inseminação.

Os comportamentos reprodutivos observados *in situ* para a maioria das espécies de Glandulocaudini corroboram as observações feitas por Nelson (1964a) em experimento controlado realizado em aquários e tanques. Todos os comportamentos observados foram movimentos extremamente rápidos, tanto durante o forrageio como na corte reprodutiva e encontros agressivos. A agitação da nadadeira caudal pelo macho provavelmente está relacionada com a liberação do feromônio para atração de fêmeas (Nelson, 1964a), mas também foi observado em machos que não estavam próximos de fêmeas, em um local determinado (p. ex. folhas submersas). O movimento direita-esquerda também pode estar relacionado a uma possível territorialidade, de defesa de área para cópula. Nelson (1964a) discute a agitação da nadadeira caudal sem a presença de fêmeas em *M. microlepis* e *M. lateralis*, e a delimitação de uma quase territorialidade em área delimitada por plantas em machos de *M. inequalis*, avistado também para *M. microlepis*. O autor também observou uma fêmea de *M. inequalis* patrulhando uma área específica, provavelmente para seleção de área de desova.

Já os comportamentos de perseguição entre machos, onde o macho maior persegue o macho menor e o display lateral entre machos podem estar relacionados com a disputa pela dominância precedente ao comportamento reprodutivo, como verificado por Nelson (1964a) para as espécies *M. microlepis*, *M. lateralis* e *M. inequalis*. O autor descreve neste trabalho e em trabalho consecutivo (Nelson, 1964b) a emissão de pulsos de som por machos de *M. inequalis*, chamado de “coaxar”, relacionado à ida a superfície e tomada de ar, durante o pareamento e a perseguição de fêmeas, o qual não foi observado no presente estudo.

A inseminação ocorre durante a união do casal, que se entrelaçam e saltam 2 cm acima da superfície da água, observado para as espécies de *Mimagoniates* por Nelson (1964a), visto que machos de espécies inseminadoras de Characidae não possuem órgão copulador (Weitzman & Malabarba, 1998; Weitzman & Menezes, 1998; Menezes & Weitzman, 2009). Esse tipo de display de união também ocorre em *Corynopoma riisei*, sendo que para *Pseudocorynopoma doriae* e *P. heterandria* a união ocorre através da colisão frontal dos abdomens do macho e da

fêmea, demonstrando a importância dos ganchos presentes nas nadadeiras anais, caudais e pélvicas de machos maduros de Stevardiinae para fixação do posicionamento do casal (Nelson, 1964a). Em *Lophiobrycon weitzmani* e *Lophiobrycon* sp. nov. a presença da papila urogenital em fêmeas maduras (Menezes & Weitzman, 2009) pode ter um importante papel para auxiliar o deslocamento das espermatozeugmas para o trato reprodutor. Ganchos na nadadeira anal também ocorrem em machos de Characidae que possuem fertilização externa, utilizados para auxiliar a aproximação do casal durante a eliminação dos gametas na água (Weitzman & Malabarba, 1998).

Em adição, Nelson (1964a) pôde observar o padrão de desova das espécies de Stevardiinae analisadas, não sendo verificado o cuidado parental. Os ovos fecundados eram demersais e adesivos, preferencialmente fixados em folhas no substrato. Fêmeas de *M. microlepis* e *M. lateralis* depositaram apenas um ovo por vez; sendo que fêmeas de *M. inequalis* desovaram de um a três ovos. Ainda, o autor observou que fêmeas de *C. riisei* depositam de dois a oito ovos fertilizados a cada desova em até sete meses após o encontro reprodutivo, evidenciando a separação temporal e espacial entre a fertilização e desova (Burns & Weitzman, 2005). Fêmeas de *P. heterandria* não desovaram durante os experimentos (Nelson, 1964a).

O exato momento da união entre os gametas dos Stevardiinae ainda é desconhecido, visto que não foram verificados óvulos fecundados em histologias de ovários (Burns *et al.*, 1995). A substância coloidal que envolve as espermatozeugmas pode ter a importante função de manter os espermatozoides vivos durante o período de armazenamento no interior do ovário, próximos ao epitélio ovariano (Burns *et al.*, 1995).

Nelson (1964a) também aponta que os comportamentos reprodutivos de *P. heterandria* são ligeiramente diferentes dos descritos para as espécies do gênero *Mimagoniates*. O autor verificou que os machos de *P. heterandria* nadavam em círculos ao redor das fêmeas, além de oscilarem o corpo durante a perseguição e pareamento com fêmeas. Esses comportamentos não foram verificados no presente estudo, provavelmente porque a espécie não estava no período reprodutivo durante a expedição de coleta, que ocorreu no final de abril de 2018 devido a imperativos logísticos e financeiros.

O trabalho de Azevedo (2010) afirma que o tamanho corporal reduzido e a baixa fecundidade das espécies de Characidae inseminadoras estão associados à eficiência da inseminação. Porém, por que a evolução da inseminação foi selecionada ao invés do aumento na quantidade de espermatozoides liberados na água, como é o caso da maioria dos peixes de

riachos? Os processos e causas são complexos, sendo foram traçados vários cenários evolutivos. Nelson (1964a) formulou a hipótese, posteriormente retomada por Burns & Weitzman (2005), de que a inseminação estaria relacionada com a separação temporal e espacial entre corte reprodutiva e desova. A presença de espermatozoides em ovários em desenvolvimento de *Diapoma speculiferum* (Azevedo *et al.*, 2000) e de *Macropsobrycon uruguayanae* (Azevedo *et al.*, 2010), corrobora a hipótese de separação temporal entre a inseminação e desova (Burns & Weitzman, 2005).

Azevedo (2010) discute que houve um único evento evolutivo que favoreceu a diminuição do tamanho corporal em Characidae que não possuem o osso supraorbital e possuem menos de 40 vértebras, sendo o período reprodutivo prolongado e as desovas múltiplas outras adaptações relacionadas com a diminuição do tamanho corporal nesse grupo. Segundo o autor, a redução da fecundidade foi uma resposta à diminuição do tamanho corporal, visto que está diretamente relacionada com o volume da cavidade celomática e o tamanho do ovócito (Vazzoler, 1996). Contudo, a inseminação pode ter evoluído como resposta à competição espermática pela fecundação de poucos ovócitos liberados na água, decorrentes da baixa fecundidade. Também pode estar relacionado com a evolução dessas espécies em ambientes extremamente acidificados, como proposto por Burns & Weitzman (2005), que prejudicariam a membrana citoplasmática de espermatozoides, levando à evolução da espermatogametas e da inseminação, com a retenção em ovários e o complexo comportamento reprodutivo associado, o que aumentaria o investimento e sucesso reprodutivo do macho.

Godinho e colaboradores (2010) encontraram um padrão de que espécies de peixes com tamanho corporal pequeno estariam associadas a ambientes lênticos, apresentando longo período reprodutivo, desovas múltiplas e ovos adesivos, hipótese levantada também por Azevedo (2010), associada à evolução da inseminação e ao comportamento de corte complexo. Aparentemente, os ambientes preferenciais de Glandulocaudini são ambientes de remansos, com pouca correnteza. Provavelmente, a evolução do complexo comportamento de corte possa ter ocorrido nesses ambientes, pois, apesar de *M. microlepis* e *M. sylvicola* terem sido observadas em locais com correnteza moderada, nas outras espécies o comportamento de corte ocorreu em poças e águas mais paradas, o que pode ser plausível, visto que o macho se posiciona na frente da fêmea para exibir determinados displays, como o zig-zag e a liberação de bolha de ar. Adicionalmente, a evolução da inseminação também pode estar relacionada com ambientes sazonais, sujeitos a

precipitações rápidas, que provocariam o aumento do volume dos corpos d'água (trombas d'água) e carreariam a população rio abaixo (Abilhoa *et al.*, 2011). Sendo assim, fêmeas com espermatozeugmas em seus ovários poderiam recolonizar novos ambientes a partir da desova de ovócitos fertilizados, o que poderia aumentar sucesso reprodutivo. Uma hipótese não exclui a outra, visto a heterogeneidade de riachos, onde são observados diversos ambientes e microhabitat em um único trecho.

A inseminação pode aumentar a disputa por copulação de fêmeas, além de aumentar o gasto energético despendido durante o comportamento de corte, tanto de machos como de fêmeas, que pode durar horas (Nelson, 1964a). Rankin e colaboradores (2011) propuseram um modelo teórico que avalia a interação entre o conflito sexual de machos e fêmeas e o declínio de populações. Para os autores, os comportamentos de disputa de machos e perseguição de fêmeas durante o período reprodutivo podem ter um efeito adverso, que pode aumentar a mortalidade principalmente de fêmeas. A mortalidade de fêmeas pode levar ao declínio da população, por ser determinante para o equilíbrio da densidade populacional (Rankin *et al.*, 2011). Ainda, o modelo não considera as variações ambientais, que elevariam as taxas de extinção da população, o que poderia explicar a alta sensibilidade dos Glandulocaudini às alterações ambientais, levando-os ao declínio populacional, entre outros aspectos.

A estratégia de história de vida dos Glandulocaudini pode ser classificada como oportunista, segundo as categorias propostas por Winemiller & Rose (1992). A estratégia oportunista é caracterizada por espécies de pequeno porte, que possuem um rápido crescimento e maturação precoce, com alto investimento reprodutivo, período reprodutivo longo, baixa fecundidade, sem cuidado parental, sujeitos à estocasticidade ambiental e altas taxas de predação (Winemiller & Rose, 1992; Winemiller, 2005). A alta capacidade de resiliência de espécies com estratégia do tipo oportunista ameaçadas de extinção é um paradoxo, que pode ser explicado pelo fato de que ainda existam refúgios nos quais essas espécies possam reinvasir após os distúrbios (Winemiller, 2005). O autor também aponta que as alterações ambientais antrópicas destroem totalmente esses habitat e refúgios, pela alteração hidrológica muitas vezes causada por assoreamentos dos rios.

5.5. Biologia evolutiva das espécies da tribo Glandulocaudini

Com relação aos resultados obtidos pela análise das relações filogenéticas, a hipótese modificada de relações filogenéticas da tribo Glandulocaudini baseada nos caracteres morfológicos analisados por Menezes & Weitzman (2009), obtida por consenso através do método de parcimônia, foi congruente ao encontrado pelos autores. A adição da nova espécie de *Lophiobrycon* corrobora o monofiletismo do gênero.

Com respeito à hipótese de relações filogenéticas baseada em dados do gene COI, esta foi diferente da obtida por Camelier e colaboradores (2018) para a tribo. Os referidos autores utilizaram a combinação de genes nucleares e mitocondriais, para análise filogenética e do relógio molecular, sendo um estudo mais completo acerca das relações filogenéticas que o presente estudo. Algumas semelhanças foram evidenciadas, principalmente com relação à monofilia da tribo Glandulocaudini (Menezes & Weitzman, 2009; Oliveira *et al.*, 2011; Thomaz *et al.*, 2015; Camelier *et al.*, 2018), o parafiletismo do gênero *Glandulocauda* e a monofilia do grupo *M. inequalis* e *M. rheocharis* (Camelier *et al.*, 2018). Na árvore concatenada obtida por Camelier *et al.* (2018), *G. melanopleura* é grupo-irmão de *L. weitzmani*, sendo *G. caerulea* evolutivamente relacionada às demais espécies de *Mimagoniates*. Porém, como não existem semelhanças morfológicas que justifiquem a transferência de *G. caerulea* para o gênero *Mimagoniates*, e por questões de estabilidade taxonômica, os autores não propuseram mudanças taxonômicas com relação ao gênero *Glandulocauda*.

Além disso, houve diferenças nas relações de parentesco entre as espécies de *Mimagoniates*. *Mimagoniates sylvicola* aparece como grupo-irmão de todas as outras espécies analisadas, com um alto valor de *bootstrap* (89/100). Porém, um grupo mais recente, constituído por *M. microlepis*, *M. lateralis* e o clado formado por *M. rheocharis* e *M. inequalis* apresentou baixa consistência estatística (53/100), se comparado aos valores de *bootstrap* obtidos por Camelier *et al.* 2018. Como não foi estimado o relógio molecular, e o tempo de divergência entre as espécies foi calculado por parâmetros default dos programas utilizados, provavelmente a hipótese de relações filogenéticas encontrada não tenha validade evolutiva. Além disso, Camelier *et al.* (2018) analisaram mais de uma população para cada espécie de Glandulocaudini, para avaliar diferenças intraespecíficas, o que não foi realizado no presente estudo.

Apesar do exposto acima, as filogenias moleculares encontradas no estudo pelos métodos de parcimônia e verossimilhança por NNI foram testadas na análise do sinal filogenético das variáveis contínuas reprodutivas, assim como a filogenia morfológica modificada de Menezes & Weitzman (2009) e a molecular de Camelier *et al.* (2018). O sinal filogenético das variáveis fecundidade e diâmetro do ovócito maduro foi estatisticamente significativo apenas na filogenia morfológica modificada de Menezes & Weitzman (2009), e a variável diâmetro dos ovócitos maduros na filogenia molecular de Camelier *et al.* (2018). Não foram encontrados sinais filogenéticos das variáveis nas filogenias moleculares obtidas no estudo, o que pode evidenciar as fracas relações filogenéticas entre os clados.

Assim, a reconstrução das condições ancestrais foi feita apenas para variáveis fecundidade e diâmetro do ovócito maduro. A fecundidade está diretamente relacionada com o comprimento de fêmeas (Vazzoler, 1996; Azevedo, 2010), sendo o diâmetro inversamente proporcional à fecundidade, devido à limitação do espaço celomático que a gônada irá ocupar durante o desenvolvimento gonadal. É possível observar a tendência de diminuição da fecundidade ao longo da evolução das espécies de Glandulocaudini na hipótese de relações filogenéticas modificada de Menezes & Weitzman (2009) (valores entre 586,1 a 116,7 ovócitos), com o maior valor de fecundidade média do ancestral comum mais recente de Stevardiini e Glandulocaudini, estimado entre 891 a 936,3 ovócitos. Esse valor calculado provavelmente foi maior devido à alta fecundidade de *P. heterandria*, baseada em trabalho sobre *P. doriae* (Ferriz *et al.*, 2007), que elevou a estimativa feita pelo algoritmo.

A reconstrução do diâmetro do ovócito maduro do ancestral na hipótese modificada de Menezes & Weitzman (2009) foi semelhante entre os métodos de parcimônia e verossimilhança. Não houve variação acentuada, sendo que o ancestral comum mais recente de Stevardiini e Glandulocaudini apresentou maior diâmetro do ovócito, estimado entre 0,68 e 0,67mm, com tendência a diminuição do diâmetro, até um mínimo de 0,51mm. Já na reconstrução desse caráter na árvore molecular de Camelier *et al.* (2018), também houve a diminuição do diâmetro dos ovócitos nos clados mais recentes, sendo o menor diâmetro verificado no ancestral comum de *L. weitzmani* e *G. melanopleura*, com 0,49mm.

Portanto, os parâmetros reprodutivos analisados foram altamente conservados dentro do clado Glandulocaudini, com valores baixos de fecundidade média (menor que 600 ovócitos), e diâmetro do ovócito maduro variando entre 0,59 a 0,51mm.

É possível inferir que o ancestral comum dos Glandulocaudini tenha sido insetívoro, e que apresentava os comportamentos de corte reprodutiva, provavelmente sem o desenvolvimento do complexo órgão caudal verificado para as espécies de *Mimagoniates*. O ancestral provavelmente habitava locais marginais de remansos de riachos florestados, e possuíam a fecundidade mais elevada e diâmetros maiores dos ovócitos que os atuais representantes. Segundo Menezes e colaboradores (2008), os Glandulocaudini tiveram sua origem em áreas de planalto localizadas no Escudo Cristalino Brasileiro, hipótese corroborada por Camelier *et al.* (2018), sendo estimado que o grupo tenha se originado no Mioceno (14 milhões de anos atrás), com diversificação entre o Neogeno e Pleistoceno (10,8 a 1,4 milhões de anos atrás). O clima inferido para o Mioceno na América do Sul era quente e úmido (Whirtmann, 1994; Potter & Szatmari, 2009), porém mais uniforme do que o clima do Pleistoceno, que é retratado como mais seco e instável, com alterações climáticas, inclusive no nível do mar, relacionadas a áreas de persistência de refúgios florestais e de endemismo e especiação (Carnaval & Moritz, 2008).

6. CONCLUSÃO

As espécies de Glandulocaudini estudadas ocorreram em ambientes de remansos marginais e riachos com correnteza leve a moderada, em locais de águas neutras a ácidas. *Mimagoniates lateralis* ocorre somente em águas pretas e ácidas, assim como *M. sylvicola* ocorre majoritariamente em águas ácidas cor de chá, e *G. melanopleura* em águas ácidas. Todos os locais amostrados apresentaram vegetação ripária de preservada a parcialmente preservada, com exceção de uma das margens do Córrego Bom Jesus, que era dematada.

Foram encontrados indivíduos sexualmente maduros em todas as espécies, com exceção de *G. caerulea*, *M. inequalis* e *P. heterandria*. A RGS de fêmeas foi maior do que a de machos. A fecundidade absoluta média variou de 538 ovócitos em *M. microlepis* a 51 ovócitos em fêmeas em desenvolvimento de *M. inequalis*, sendo a desova classificada como parcelada em todas as espécies. Comportamentos reprodutivos foram observados nas espécies com indicativos de período reprodutivo, exceto em *M. lateralis*, provavelmente devido ao alto grau de perturbação dos cardumes frente à presença do observador, o que sugere que o comportamento de corte estivesse presente no ancestral comum mais recente dos Glandulocaudini.

Todas as espécies apresentaram dieta insetívora, com principais táticas alimentares de catação de itens carregados pela correnteza e catação de itens na superfície da água. Houve predominância de itens alóctones, evidenciando a importância da vegetação ripária para obtenção de alimentos. Também foram observados comportamentos de morder o substrato, para obtenção de itens autóctones.

A nova hipótese de relações filogenéticas do grupo baseada no gene COI corrobora o monofiletismo de *Lophiobrycon* e o parafiletismo de *Glandulocauda*, assim como verificado por Camelier *et al.* (2018). Demais inferências sobre as relações entre as espécies não foram traçadas, devido aos baixos valores de *bootstrap*, que não validam a filogenia.

Com relação ao mapeamento da condição ancestral, foi possível observar a tendência à diminuição da fecundidade absoluta nas espécies de Glandulocaudini na filogenia morfológica modificada de Menezes & Weitzman (2009). O diâmetro dos ovócitos maduros também apresentou ligeira tendência à diminuição nas espécies estudadas.

Provavelmente o ancestral comum mais recente dos Glandulocaudini ocupava áreas de remansos em riachos florestados do Escudo Cristalino Brasileiro, na bacia do alto Paraná, sujeitas

a flutuações ambientais. Possivelmente, o ancestral possuía dieta insetívora, era inseminador, com complexo comportamento de corte associada à reprodução, sendo as fêmeas capazes de recolonizar ambientes após fortes chuvas e trombas d'água.

7. REFERÊNCIAS

- Abilhoa, V.; Braga, R. R.; Bornatowski, H.; Vitule, J.R.S. 2011. Fishes of the Atlantic Forest Streams: Ecological Patterns and Conservation. In: Grillo, O.; Venora, G. (Eds.) **Changing Diversity in Changing Environment**. In Tech, 404 p.
- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Suzuki, H.I.; Júlio Jr., H.F. 2003. Migratory fishes of the upper Parana River basin, Brazil. In: Carolsfeld, J.; Harvey, B.; Ross, C.; Baer, A. (eds) **Migratory fishes of South America: Biology, fisheries and conservation status**. World Fisheries Trust, Victoria, Pp. 19–98.
- Allan, J.D., & Castillo, M.M. 2007. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2nd edition, Dordrecht, Springer.
- Alkins-Koo, M. 2000. Reproductive timing of fishes in a tropical intermittent stream. **Environmental Biology of Fishes**, 57(1): 49-66.
- Altmann, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. **Behaviour**, 49(3): 227-266.
- Azevedo, M.A. 2010. Reproductive characteristics of characid fish species (Teleostei, Characiformes) and their relationship with body size and phylogeny. **Iheringia. Série Zoologia**, 100(4): 469-482.
- Azevedo, M.A., & Bertaco, V.A. 2016. Fishes from Parque Estadual de Itapeva, Rio Grande do Sul state, Atlantic Forest biome, Brazil. **Check List**, 12(4): 1-11.
- Azevedo, M.A., Fialho, C.B., & Malabarba, L.R. 2016. Reproductive strategies in two inseminating species of Glandulocaudini, *Mimagoniates microlepis* and *Mimagoniates rheocharis* (Characiformes: Characidae: Stevardiinae). **Journal of Fish Biology**, doi:10.1111/jfb.12876. 1-14.
- Barreto, A.P. & Aranha, J.M.R. 2006. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23 (3): 779-788
- Baumgartner, G.; Pavanelli, C.S.; Baumgartner, D.; Bifi, A.G.; Debona, T.; Frana, V.A. 2012. **Peixes do baixo rio Iguaçu**. Maringá: EDUEM. 226 p.
- Begon, M.; Townsend, C.R.; Harper, J.L. 2006. **Ecology: From Individuals to Ecosystems**. 4th edition. Blackwell Publishing. 759 p.
- Blomberg, S.P. & Garland Jr, T. 2002. Tempo and mode in evolution: phylogenetic inertia, adaptation and comparative methods. **Journal of Evolutionary Biology**, 15(6): 899-910.

- Blomberg, S.P., Garland, T.Jr & Ives, A.R. 2003. Testing for phylogenetic signal in comparative data: behavioral traits are more labile. **Evolution**, 57: 717–745.
- Bonato, K.O. & Fialho, C.B. 2016. Fishes of Alto Jacuí sub-basin: a poorly studied sub-basin of northwestern Rio Grande do Sul, Brazil. **Check List**, 12(2): 1-9.
- Borror, D.J. & DeLong, D.M. 1969. **Estudo dos Insetos**. São Paulo, Ed. Edgard Blucher, 653p.
- Braga, F.M.S. 1990. Aspectos da reprodução e alimentação de peixes comuns em um trecho do rio Tocantins entre Imperatriz e Estreito, Estado do Maranhão e Tocantins, Brasil. **Rev. Brasil. Biol.**, 50 (3): 547-558.
- Braga, M.R.; Menezes, M.S. & Aranha, J.M.R. 2006. Táticas reprodutivas de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) no rio Colônia Pereira, Paranaguá, **Paraná. Estud. Biol.**, 28 (65): 13-20.
- Braga, M.R.; Vitule, J.R.S. & Aranha, J.M.R. 2007. Estrutura populacional de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) em um riacho de Floresta Atlântica, Paraná (Brasil). **Acta Biol. Par.**, 36 (1-2): 67-81.
- Braga, M.R.; Aranha, J.M.R. & Vitule, J.R. 2008. Reproduction Period of *Mimagoniates microlepis*, from an Atlantic Forest Stream in Southern Brazil. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, 51 (2): 345-351.
- Braga, R.R., Braga, M.R., & Vitule, J.R.S. 2013. Population structure and reproduction of *Mimagoniates microlepis* with a new hypothesis of ontogenetic migration: implications for stream fish conservation in the Neotropics. **Environmental Biology of Fishes**, 96(1): 21-31.
- Brooks, D.R. & McLennan, D.A. 2002. **The nature of diversity: An evolutionary voyage discovery**. The University of Chicago Press, 684p.
- Brower, J.E.; Zar, J.H. & von Ende, C.N. 1997. **Field & laboratory methods of General Ecology**. Brown Publishers, Dubuque, EUA.. 288 p.
- Brown Jr., K.S. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, 1: 25 – 42.
- Burns, J.R.; Weitzman, S.H.; Grier, H.J. & Menezes, N.A. 1995. Internal Fertilization, Testis and Sperm Morphology in Glandulocaudine Fishes (Teleostei: Characidae:Glandulocaudinae). **Journal of Morphology**, 224:131-145.
- Burns, J.R., Weitzman, S.H. & Malabarba, L.R. 1997. Insemination in eight species of cheirodontine fishes (Teleostei: Characidae: Cheirodontinae). **Copeia**, 1997(2): 433-438.
- Burns, J.R. & Weitzman, S.H. 2005. Insemination in ostariophysan fishes. In: **Viviparous Fishes**, Uribe, M.C. & Grier, H.J. (Eds.). New Life Publications, Homestead, Florida. Pp. 107-135.

- Camelier, P.; Menezes, N.A.; Costa-Silva, G.J. & Oliveira, C. 2018. Molecular phylogeny and biogeographic history of the Neotropical tribe Glandulocaudini (Characiformes: Characidae: Stevardiinae). **Neotropical Ichthyology**, 16(1), e170157: 1-12.
- Carnaval, A.C. & Moritz, C. 2008. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, 35: 1187- 1201.
- Carvalho, F.R.; Malabarba, L.R.; Lenz, A.J.; Fukakusa, C.K.; Guimarães, T.F.R.; Sanabria, J.A.; Moraes, A.C. 2012. Ictiofauna da Estação Experimental Agrônômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sul do Brasil: composição e diversidade. **R. Bras. Bioci.**, 10 (1): 26-47.
- Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, 2 (2): 14 p. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002>
- Casatti, L.; Ferreira, C.P.; Carvalho, F.R. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, 632: 273–283.
- Castro, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (eds.) **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI, PPGE, UFRJ, Rio de Janeiro. Pp. 139-155.
- Castro, R.M.C.; Casatti, L.; Santos, H.F.; Ferreira, K.M.; Ribeiro, A.C.; Benine, R.C.; Pelição, G.Z.; Melo, A.L.A.; Stopiglia, R.; Abreu, T. X.; Bockmann, F.A.; Carvalho, M.; Gibran, F.Z.; Lima, F.C.T. 2003a. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 3(1): 1-39.
- Castro, R.M.C.; Ribeiro, A.C.; Benine, R.C. & Melo, A.L.A. 2003b. *Lophiobrycon weitzmani*, a new genus and species of glandulocaudine fish (Characiformes: Characidae) from the rio Grande drainage, upper rio Paraná system, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 1(1):11-19.
- Costa, C.; Ide, S.; Simonka, C.E. 2006. **Insetos imaturos: metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 249 p.
- Crook, D.A.; Robertson, A.I. 1999. Relationships between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. **Mar. Freshw. Res.**, 50: 941–953.
- Darriba D, Taboada GL, Doallo R & Posada D. 2012. jModelTest 2: more models, new heuristics and parallel computing. **Nature Methods**, 9(8), 772.
- Dufech, A.P.S.; Azevedo, M.A. & Fialho, C.B. 2003. Comparative dietary analysis of two populations of *Mimagoniates rheocharis* (Characidae: Glandulocaudinae) from two streams of Southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 1(1):67-74.

Edgar, R.C. 2004. MUSCLE: a multiple sequence alignment method with reduced time and space complexity. **BMC Bioinformatics**, 5 (113): 1-19.

Esteves, K.E., & Lobón-Cerviá, J. 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, 62(4): 429-440.

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), e180120: 1-12.

Felsenstein, J. 1988. Phylogenies and quantitative characters. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** 19: 45-471.

Fernández, H., & Domínguez, E. 2001. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos**. Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. 282 p.

Ferreira, A.; Paula, F.R.; Ferraz, S.F.B.; Gerhard, P.; Kashiwaqui, E.A.L.; Cyrino, J.E.P.; Martinelli, L.A. 2012. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. **Ecology of Freshwater Fish**, 21: 12–22.

Ferreira, F.C.; Silva, A.T.; Gonçalves, C.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

Ferreira, F.C.; Souza, U.P.; Cetra, M.; Petrere Jr, M. 2019. Rhithronic and potamonic fishes coexist in wadeable streams under distinct metacommunity processes. **Ecol. Freshw. Fish**, 28: 85–96.

Franklin, J.; Miller, J.A. 2009. **Mapping Species Distributions: Spatial inference and prediction**. Cambridge University Press, 320 p.

Friedland, K.D.; Ama-Abasi, D.; Manning, M. & Clarke, L. 2005. Automated egg counting and sizing from scanned images: Rapid sample processing and large data volumes for fecundity estimates. **Journal of Sea Research**, 54: 307– 316.

Fricke, R.; Eschmeyer, W.N. & Van der Laan, R. (eds). 2019. **CATALOG OF FISHES: GENERA, SPECIES, REFERENCES**. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 12 September 2018.

Garland, T. Jr, Bennett, A.F. & Rezende, E.L. 2005. Phylogenetic approaches in comparative physiology. **J. Exp. Biol.**, 208: 3015– 3035.

Godinho, A.L.; Lamas, I.R.; Godinho, H.P. 2010. Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. **Environ. Biol. Fish**, 87:143–162.

- Goloboff, P. A. & Catalano, S.A. 2016. TNT version 1.5, including a full implementation of phylogenetic morphometrics. **Cladistics**, 32 (3): 221-238.
- Gonçalves, C.S.; Carvalho, F.R.; Pérez-Mayorga, M.A.; Oliveira, I.F. 2017. Identification key for fishes from coastal streams of the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, 17 (4): e20170377, 1-6.
- 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. **Environ Biol Fish**, 101: 933–948.
- Gorman, O.T. & Karr, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, 59: 507-515
- Gotelli, N.J. & Ellison, A.M. 2013. **A primer of Ecological Statistics**. 2nd edition. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts U.S.A. 579 p.
- Graciolli, G.; Azevedo, M.A.; Melo, F.A.G. 2003. Comparative Study of the Diet of Glandulocaudinae and Tetragonopterinae (Ostariophysi: Characidae) in a Small Stream in Southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 38 (2): 95–103.
- Graça, W.J. & Pavanelli, C.S. 2007. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: EDUEM. 241 p.
- Grant, J.W.A. & Noakes, D.L.G. 1987. A simple model of optimal territory size for drift-feeding fish. **Can. J. Zool.**, 65: 270-276.
- Guimarães, I.N.; Almeida-Toledo, L.F.; Oliveira, C.; Foresti, F.; Toledo Filho, S.A. 1995. Cytogenetics studies of three species of Glandulocaudinae (Pisces, Characiformes, Characidae). **Rev. Bras. Genet.**, 18 (2): 185- 189.
- Hall, T.A. 1999. BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. **Nucl. Acids. Symp. Ser.**, 41: 95-98.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, 4(1): 9pp.
- Harmon, L.; Weir, J.; Brock, C.; Glor, R.; Challenger, W. 2008. GEIGER: investigating evolutionary radiations. **Bioinformatics**, 24: 129-131.
- Harvey, P.H. & Pagel, M.D. 1991. **The comparative method in evolutionary biology**. Oxford Series in Ecology and Evolution, 249p.
- Helfman, G.S.; Collette, B.B.; Facey, D.E.; Bowen, B.W. 2009. **The diversity of fishes: Biology, evolution and ecology**. Wiley-Blackwell Publishing, UK, 2nd edition. 737 p.

- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis: a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, 17: 411-429.
- Ingenito, L.F.S.; Duboc, L.F.; Abilhoa, V. 2004. Contribuição ao conhecimento da bacia do alto rio Iguaçu, Paraná, Brasil. **Arq. Ciên. Vet. Zool.**, 7 (1): 23-36.
- Joy, J.B.; Liang, R.H.; McCloskey, R.M.; Nguyen, T.; Art, F.; Poon, Y. 2016. Ancestral Reconstruction. **PLOS Computational Biology**: 1-20. DOI:10.1371/journal.pcbi.1004763
- Kantek, D.L.Z.; Cipriano, R.R.; Abilhoa, V.; Artoni, R.F., & Cestari, M.M. 2007. Cytotaxonomic and evolutionary considerations about karyotypic data of fishes from the Iguaçu River basin in south of Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 50(5): 793-802.
- Kawakami, E. & Vazzoler, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 29(2): 205-207.
- Kembel, S.; Cowan, P.; Helmus, M.; Cornwell, W.; Morlon, H.; Ackerly, D.; Blomberg, S.; Webb, C. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. **Bioinformatics**, 26: 1463–1464
- Korpelainen, H., 1990. Sex ratios and conditions required for environmental sex determination in animals. **Biol. Rev.**, 65(2): 147-184.
- Lampert, V.R., & Azevedo, M.A. 2018. Non-seasonal reproduction in inseminating species of *Mimagoniates* (Characidae, Characiformes) from southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 58: 1-8.
- Le Cren, ED. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). **Journal of Animal Ecology**, 20 (2), 201-219.
- Leite, G.F.M.; Silva, F.T.C.; Gonçalves, J.F.J.; Salles, P. 2015. Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. **Hydrobiologia**, 762: 223–238.
- Lobón-Cerviá, J.; Mazzoni, R.; Rezende, C.F. 2016. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. **J. Fish Biol.**, 89: 50–64.
- Lowe McConnell, R.H. 1999. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A.A.; Cunningham, P.T.M. São Paulo, Edusp, 534 p.
- Maddison, W. P. & Maddison, D.R. 2016. **Mesquite: a modular system for evolutionary analysis**. Version 3.10. Disponível em <http://mesquiteproject.org>
- Magurran, A. E. 2009. Threats to freshwater fish. **Science**, 325: 1215-1216.

- Malabarba, L.R.; Carvalho Neto, P.; Bertaco, V.A.; Carvalho, T.P.; Santos, J.F.; Artioli, L.G.S. 2013. **Guia de identificação dos peixes da bacia do rio Tramandaí**. Porto Alegre: Ed. Via Sapiens. 140 p.
- Mazzoni, R., & Iglesias-Rios, R. 2002. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 62(1): 171-178.
- Mazzoni, R. & Rezende, C.F. 2003. Seasonal diet shift in a Tetragonopterinae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba River, RJ, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 63: 69–74.
- Mazzoni, R. & Costa, L.D.S. 2007. Feeding Ecology of Stream-Dwelling Fishes from a Coastal Stream in the Southeast of Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. 50 (4): 627-635.
- Mendonça, F.P.; Magnusson, W. E.; Zuanon, J. 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. **Copeia**, (4): 750–763.
- 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**. Ed. MZUSP, 407 p.
- Menezes, N.A. & Lima, F.C.T. 2008. *Mimagoniates sylvicola* Menezes & Weitzman 1990. IN: Machado, A. B. M; Drummond, G. M. & Paglia, A. P. (eds) **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1.ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas. Pp. 80-81
- Menezes, N.A. & Weitzman, S.H. 2009. Systematics of the Neotropical fish subfamily Glandulocaudinae (Teleostei: Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, 7(3): 295-370.
- Moraes, M.B. 2012. **Biologia reprodutiva de populações de peixes em riachos da bacia do rio Itanhaém, litoral sul de São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Universidade Estadual Paulista – Unesp, campus Rio Claro. 121 p.
- Moraes, M.B.; Ferreira, F.C. & Souza, U.P. 2020. Reproductive biology of Neotropical tetra fish *Mimagoniates lateral* (Nichols, 1913) (Characiformes, Characidae), an endangered species of blackwater streams of southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 1-5. <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1803716>
- Nelson, K. 1964a. Behavior and morphology in the glandulocaudine fishes (Ostariophysi, Characidae). **University of California Publ. Zool.**, 75(2): 59-152.
- Nelson, K. 1964b. The evolution of a pattern of sound production associated with courtship in the characid fish, *Glandulocauda inequalis*. **Evolution**, 18 (4): 526-540.
- Nikolsky, G.V. 1963. The ecology of fishes. London: Academy Press. 352p

Olden, J.D. & Kennard, M.J. 2010. Intercontinental comparison of fish life history strategies along a gradients of hydrologic variability. **American Fisheries Society Symposium**, 73: 3-107.

Oliveira, C.; Avelino, G.S.; Abe, K. T.; Mariguela, T.C.; Benine, R. C.; Ortí, G.; Vari, R.P. & Castro, R.M.C. 2011. Phylogenetic relationships within the speciose family Characidae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes) based on multilocus analysis and extensive ingroup sampling. **BMC Evolutionary Biology**, 11 (275): 1- 25.

Ospina-Álvarez, N. & Piferrer, F. 2008. Temperature-dependent sex determination in fish revisited: Prevalence, a single sex ratio response pattern, and possible effects of climate change. **Plos One**, 3 (7), e2837: 1-11.

Otto, G. 2006. **Ecologia trófica de duas espécies de *Mimagoniates* (Characiformes: Characidae: Glandulocaudinae) em riachos de restinga na ilha de São Francisco – SC.** Dissertação (Mestrado em Zoologia), Universidade Federal do Paraná. 95 p.

Oyakawa, O.T.; Akama, A.; Mautari, K.C.; Nolasco, J.C. 2006. **Peixes de riachos da Mata Atlântica.** Ed. Neotropica, 201 p.

Paradis, E. & Schliep, K. 2018. Ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. **Bioinformatics**, 35: 526-528.

Pianka, E.R. 1970. On r- and K-selection. **Am. Nat.**, 104: 592–597.

Piégay, H. 2003. Systems approach in fluvial geomorphology. In: Kondolf, GM & Piégay, H. (eds.), **Tools in Fluvial Geomorphology**. Second Edition. John Wiley & Sons, Ltd.

Pinheiro, J.; Bates, D.; DebRoy, S. & Sarkar, D. R Core Team 2016. **nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models**. R package version 3.1-144, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.

Pinto, T.L.F. & Uieda, V.S. 2007. Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: Are there spatial and seasonal differences in their selectivity? **Acta Limnologica Brasiliensia**, 19 (1): 67-78.

Potter, P.E. & Szatmari, P. 2009. Global Miocene tectonics and the modern world. **Earth-Science Reviews**, 96 (4): 279-295.

Programa de Pesquisa em Biodiversidade. 2006. **Protocolo para levantamentos de Peixes em módulos RAPELD do PPBio.** [acessado 3 julho 2016]. Disponível em <https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Peixes.pdf>

Pusey, B.J.; Arthington, A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Mar. Freshw. Res.**, 54: 1–16.

QGIS Development Team. 2020. **Sistema de Informações Geográficas do QGIS.** Projeto Código Aberto Geospatial Foundation. <http://qgis.osgeo.org>

R Core Team. 2020. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em <https://www.R-project.org/>.

Rankin, D. J., Dieckmann, U., & Kokko, H. 2011. Sexual conflict and the tragedy of the commons. **The American Naturalist**, 177(6): 780-791.

Revell, L.J. 2012. Phytools: An R package for phylogenetic comparative biology (and other things). **Methods in Ecology and Evolution**, 3: 217-223.

Rezende, C.F. & Mazzoni, R. 2006. Disponibilidade e uso de recursos alóctones por *Bryconamericus microcephalus* (Actinopterygii, Characidae), no córrego Andorinha, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, 23: 218-222.

Sabino, J. 1999. Comportamento de peixes em riachos: métodos de estudo para uma abordagem naturalística. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (eds.) **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI. PPGE, UFRJ, Rio de Janeiro. Pp. 183-208.

Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2006. *Mimagoniates sylvicola* (Characidae: Glandulocaudinae): espécie ameaçada de extinção em riachos litorâneos do extremo sul da Bahia, Brasil. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, 83: 3-4.

Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2009. Diversidade e endemismo de peixes de riacho no extremo sul da Bahia. **Boletim SBI**, 97: 10-12.

Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2010. A Microbacia de Cumuruxatiba, BA. **Boletim SBI**, 99: 9-12.

Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2013. A fauna de peixes na REBIO Córrego Grande e seu entorno direto, Espírito Santo, Brasil. **Bol. Mus. Biol. Mello Leitão**, 31: 25-57.

Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2019. **Peixes dos tabuleiros: guia de identificação dos peixes das matas de tabuleiros entre o norte do rio Doce e o sul do rio Jequitinhonha**. Niterói: Insituto Nossos Riachos. 390 p.

Sazima, I. 1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in tow tropical communities. **J. Fish Biol.**, 29: 53-65.

Schultz, H. 1996. Drastic decline of the proportion of males in the roach (*Rutilus rutilus* L.) population of Bautzen Reservoir (Saxony, Germany): Result of direct and indirect effect of bioaccumulation. **Limnologia**, 26: 153-164.

Siegel, S. 1975. **Estatística não-paramétrica (para as ciências do comportamento)**. (1st edition), São Paulo: McGrawHill.

Souza, U.P.; Ferreira, F.C.; Braga, F.M.S.; Winemiller, K.O. 2015. Feeding, body condition and reproductive investment of *Astyanax intermedius* (Characiformes, Characidae) in relation to

rainfall and temperature in a Brazilian Atlantic Forest stream. **Ecology of Freshwater Fish**, 24: 123–132.

Sparre, P. & Venema, S. C. 1997. **Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais**. Parte 1 – Manual FAO. Documento técnico sobre as pescas. N. 301/1, Rev. 2, Roma, FAO. 404 p.

SpeciesLink - Sistema de Informação Distribuído para Coleções Biológicas: a Integração do Species Analyst e do SinBiota (FAPESP). 2001. [citado 1 abr 2016]. Disponível em <http://splink.cria.org.br/index?criaLANG=pt>

Strahler, A.N. 1964. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks, section 4 – II, in: Chow, V.T.(Ed.). **Handbook of Applied Hydrology**, McGraw-Hill Book Co., New York. 1467 p.

Swofford, D. L. 2003. **PAUP*. Phylogenetic Analysis Using Parsimony (*and Other Methods)**. Version 4. 0a. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

Swofford, D.L. & Bell, C.D. 2017. Paup manual. 522p. Disponível em <https://paup.phylosolutions.com/>

Tabachnick, B.G. & Fidell, L.S. 2013. **Using Multivariate Statistics**. Pearson Education, Inc., 6th edition, 1018 p.

Téran, G.E.; Benitez, M.F. & Mirande, J.M. 2020. Opening the Trojan horse: phylogeny of *Astyanax*, two new genera and resurrection of *Psalidodon* (Teleostei: Characidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**, 1-18. <https://doi.org/10.1093/zoolinlean/zlaa019>

Thomaz, A.T.; Arcilla, D.; Ortí, G. & Malabarba, L.R. 2015. Molecular phylogeny of the subfamily Stevardiinae Gill, 1858 (Characiformes: Characidae): classification and the evolution of reproductive traits. **BMC Evolutionary Biology**, 15 (146): 1- 25.

Thorp, J.H.; Thoms, M.C. & Delong, M.D. 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. **River Research and Applications**, 22 (2): 123-147.

Trivers, R.L. 1972. Parental investment and sexual selection. in Campbell, B. (ed.), **Sexual selection and the descent of man**, Aldine, Chicago.

Tukey, J. W. 1977. **Exploratory Data Analysis**. Reading, MA: Addison-Wesley.

Vanzolini, P.E. 1993. **Métodos estatísticos elementares em sistemática zoológica**. São Paulo: HUCITEC Ltda,

Vazzoler, A. E. A. M. & Menezes, N. 1992. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Rev. Brasil. Biol.**, 52 (4): 627-640,

- Vazzoler, A.E.A.M. 1996. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá, EDUEM. 169p.
- Vitule, J.R.S.; Braga, M.R.; Aranha, J.M.R. 2008. Population structure and reproduction of *Deuterodon langei* Travassos, 1957 (Teleostei, Characidae) in a neotropical stream of Atlantic forest, southern Brazil. **Braz Arch Biol Technol**, 51: 1187–1198.
- Ward, J.V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, 8 (1), 2-8.
- Ward, J.V.; Malard, F. & Tockner, K. 2002. Landscape ecology: a framework for integrating pattern and process in river corridors. **Landscape Ecology**, 17(1): 35-45.
- Weitzman, S.H. & Malabarba, L. R. 1998. Perspectives about the phylogeny and classification of the Characidae (Teleostei: Characiformes). **Phylogeny and classification of Neotropical fishes**, Pp. 161-170.
- Weitzman, S.H. & Menezes, N.A. 1998. Relationships of the Tribe and Genera of the Glandulocaudinae (Ostariophysi: Characiformes: Characidae) with a Description of a New Genus *Chrysobrycon*. **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes**. Part 2, Characiformes: 171 – 192.
- Whitmann, A. 1994. **Geomorphology of the tropics**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 322 p.
- Winemiller, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. **Oecologia**, 81: 225-241.
- Winemiller, K.O. 1996. Dynamic Diversity in Fish Assemblages of Tropical Rivers. In: Cody, M.L. & Smallwood, J.A. (Eds.) **Long-Term Studies of Vertebrate Communities**. University of California, Los Angeles, Academic Press, Elsevier Inc., 597 p.
- Winemiller, K.O., & Rose, K.A. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 49: 2196–2218.
- Winemiller, K.O. & Jepsen, D.B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. **Journal of Fish Biology**, 53 (Supplement A): 267–296.
- Winemiller, K.O. 2005. Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 62: 872–885.
- Winemiller, K.O.; Agostinho, A.A. & Caramaschi, E.P. 2008. Fish Ecology in Tropical Streams. In: Dudgeon, D. (Ed.) **Tropical Stream Ecology**. Elsevier Inc. Pp. 107-149.
- Wootton, R.J. 1990. **Ecology of Teleost Fishes**. Chapman & Hall Ltd., New York, 414 p.
- Zar, J.H. 2010. **Biostatistical Analysis**. Pearson Education Inc., 5th edition, 960p.

CAPÍTULO 2

Adequabilidade de habitat de *Mimagoniates sylvicola* na ecorregião da Mata Atlântica Nordeste: estudo de caso

1. INTRODUÇÃO

Entender os padrões atuais ou pretéritos de distribuição geográfica de espécies é uma das questões básicas da biogeografia. A Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE) é uma ferramenta de associação entre variáveis ambientais, codificadas como camadas georreferenciadas obtidas de imagens de satélites ou de dados climáticos interpolados, e registros de ocorrência conhecidos de espécies, para identificar quais as possíveis condições ambientais favoráveis atuais para a sobrevivência de uma dada espécie, em uma determinada região geográfica, a partir do uso de algoritmos (Guisan & Zimmermann, 2000; Soberón & Peterson, 2005; Peterson, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Elith & Leathwick, 2009; Pearson, 2010). A MDE baseia-se, principalmente, no Sistema de Informações Geográficas (SIG) e na teoria de nicho ecológico para a formulação de modelos preditivos de interpretação dos resultados (Guisan & Zimmermann, 2000; Peterson, 2001; Elith *et al.*, 2006; Soberón, 2007).

Existem diversos fatores que podem determinar a distribuição geográfica atual, conhecida ou não, de uma espécie, tais como barreiras geográficas que limitam a dispersão, fatores genéticos intrínsecos que limitam a fisiologia em determinadas condições abióticas, e interações bióticas, como competição e predação (Soberón & Peterson, 2005; Elith & Leathwick, 2009; Pearson, 2010). Segundo Pearson (2010), a distribuição atual de uma espécie é similar ao nicho realizado de Hutchinson (1957), porém com uma abordagem mais ampla, pois reflete todas as restrições pelas interações biológicas e limitações de dispersão da espécie para alcançar ou reocupar áreas ambientalmente favoráveis, chamado de “nichos ocupado” por Pearson (2010). Já a distribuição potencial da espécie é paralela ao conceito de nicho fundamental de Hutchinson (1957), o qual é definido como um conjunto de condições ambientais ao qual a espécie pode sobreviver e persistir, definido como um espaço de hipervolume n-dimensional, que representa um intervalo de condições ambientais dos recursos necessários para sobrevivência, crescimento e reprodução, sem levar em consideração as interações bióticas e capacidade de dispersão (Pearson, 2010) (**Figura 2.1**).

O mesmo autor lista duas premissas para o uso apropriado da MDE: a) conceito de que a espécie encontra-se em equilíbrio com as condições ambientais atuais, sendo que o grau de equilíbrio irá depender tanto das interações bióticas, como da capacidade de dispersão da espécie (Araújo & Pearson, 2005); e b) a extensão dos registros de ocorrência da espécie deve ser o mais amplo possível, a fim de se amostrar todo o espaço ambiental. Ademais, a seleção do conjunto de variáveis ambientais deve ser feita levando-se em conta quais condições

ambientais poderiam ter um efeito direto na fisiologia e comportamento da espécie-alvo, a partir de camadas de dados climáticos, topográficos e edáficos (Pearson, 2010).

Figura 2.1 – Ilustração da relação entre o espaço geográfico e espaço ambiental. O espaço geográfico foi caracterizado pelo sistema de coordenadas geográficas (latitude e longitude), representado pelos eixos x e y ; o espaço ambiental n -dimensional de Hutchinson (1957) foi simplificado para duas dimensões (variáveis ambientais $e1$ e $e2$). Fonte: Pearson (2010) modificado.

Organismos aquáticos são influenciados diretamente pelas condições físico-químicas da água, como pH, oxigênio dissolvido, e outras características derivadas da interação com a vegetação ripária, declividade e tamanho do canal (Lowe McConnell, 1999; Allan & Castillo, 2007; Helfman *et al.*, 2009). Segundo Ward (1989), ambientes fluviais são marcados por sua complexidade e heterogeneidade estrutural, em nível horizontal (cabeceira-foz e afluentes); transversal (canal do rio e área de várzea); vertical (canal do rio, lençol freático e zona hiporreica) e temporal. Parâmetros estruturais dos riachos e variáveis limnológicas fornecem dados primários sobre os habitat, contudo, a obtenção pontual dessas informações para toda a superfície da bacia de estudo pode ser economicamente dispendiosa e logisticamente inviável, em muitos casos. No Brasil, para fins de monitoramento governamental, informações sobre qualidade da água, sedimentos, níveis fluviais, vazão, pluviosidade e climatologia são coletadas nas estações hidrometeorológicas da Agência Nacional da Água (ANA), localizadas em pontos estratégicos dos rios principais nas bacias hidrográficas, disponibilizadas pelo endereço eletrônico <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>. Todavia, as estações não estão

presentes em todos os corpos de água, dificultando a interpolação de dados para a construção de camadas das variáveis ambientais aquáticas locais.

Muitos estudos analisaram as correlações entre altitude, geologia, variáveis fluviais locais e composição de comunidades de organismos aquáticos, encontrando boas correspondências (Oberdorff *et al.*, 2001; Kennard *et al.*, 2007; Ferreira & Petrere Jr., 2009). Trabalhos recentes validam a utilização de variáveis macroespaciais para predição da distribuição de espécies aquáticas, em nível regional (Frederico *et al.*, 2014; Domisch *et al.*, 2015; McGarvey *et al.*, 2018).

Por fim, a MDE tornou-se um importante instrumento para estudos sobre manejo e conservação de espécies ameaçadas de extinção, auxiliando na identificação de possíveis áreas de ocupação da espécie, direcionando o esforço de coleta de espécies raras (Bourg *et al.*, 2005; Guisan *et al.*, 2006); na identificação de áreas prioritárias para a conservação da espécie (Araújo & Williams, 2000; Ferrier *et al.*, 2002; Leathwick *et al.*, 2005); na avaliação de impactos de mudanças do uso e ocupação do solo na distribuição das espécies (Pearson *et al.*, 2004); e para o direcionar áreas adequadas para reintrodução de espécies ameaçadas de extinção (Pearce & Lindenmayer, 1998).

Visto que quatro das dez espécies da tribo Glandulocaudini estão ameaçadas de extinção (ICMBio, 2018a), a MDE pode ser importante para a avaliação de possíveis áreas adequadas às populações, para a proposição de ações de manejo e conservação. Sendo assim, foi realizado um estudo de caso para a espécie *Mimagoniates sylvicola* Weitzman & Menezes, 1990, que possui distribuição atual conhecida ao longo dos riachos costeiros entre o norte do Espírito Santo e norte da Bahia (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro, 2006; Menezes & Weitzman, 2009; Camelier *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2018), associada a ambientes com vegetação ripária preservada, e majoritariamente a riachos de águas cor de chá, podendo ser encontrada em riachos de águas claras (Camelier *et al.*, 2018). A espécie foi escolhida para o modelo da adequabilidade ambiental devido à presença de inúmeras drenagens costeiras adjacentes entre si nas áreas de ocorrência e ao histórico de ocupação e exploração secular da região litorânea, principalmente no estado da Bahia.

2. OBJETIVOS

Os objetivos deste capítulo são:

- a) fornecer previsões sobre a adequabilidade de habitat de *M. sylvicola*, a partir da Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE), com base em sua distribuição atual, utilizando dados de coleções científicas e de coletas recentes na região alvo;
- b) avaliar o estado de conservação das áreas adequadas de *M. sylvicola*, segundo o modelo proposto, frente ao uso e ocupação de solo e da presença de unidades de conservação e de remanescentes florestais naturais;
- c) propor ações de conservação para *M. sylvicola* e seus habitat, considerando as áreas prioritárias de conservação para o bioma Mata Atlântica atualizadas pelo MMA em 2018.

3. MATERIAL E MÉTODOS

A MDE com abordagem correlativa foi utilizada entre os pontos de ocorrência conhecidos de *M. sylvicola* e as variáveis macroespaciais selecionadas. O estudo seguiu as premissas do trabalho de Pearson (2010), e utilizou o guia prático para uso de MDE com ferramentas GIS, disponibilizado por Dalapicolla (2016).

3.1. Seleção de pontos de ocorrência e delimitação da região

Foram utilizados os registros de ocorrência da espécie, obtidos pelo banco de dados SpeciesLink (<http://www.splink.org.br/>), MZUSP, LBP e Portal da Biodiversidade (<https://portaldabiodiversidade.icmbio.gov.br/portal/>), além de dados próprios obtidos na expedição de coleta IV na região de Cumuruxatiba, BA.

Os dados foram verificados e filtrados. Pontos sem coordenadas geográficas, com coordenadas imprecisas (fora da delimitação hidrográfica ou que estavam no oceano), e sobrepostos foram descartados. Ao total, foram utilizados 13 pontos de ocorrência (**Tabela 2.1**), apresentados na **Figura 2.2**.

Tabela 2.1- Pontos de ocorrência de *Mimagoniates sylvicola* utilizados para a modelagem de distribuição de espécie. Coordenadas geográficas em graus, minutos e segundos.

Coordenada Geográfica (Lat/Long)	Localidade	Fonte	Ano coleta
15°43'53''S 39°07'44''O	Riacho na estrada de terra entre Ouricana e Santa Luzia, Canavieiras, BA	MZUSP	2006
16°34'19''S 39°10'44''O	Rio Trancoso, Trancoso, BA	SpeciesLink (MBML)	2010
18°13'28,8''S 39°47'07''O	REBIO Córrego Grande, Conceição da Barra, ES	SpeciesLink (MBML)	2012
18°15'51,3''S 39°42'57''O	Entorno Rebio Córrego Grande, rio Mucuri, Mucuri, BA	SpeciesLink (MBML)	2012
16°32'51,8''S 39°06'52''O	RPPN Rio do Brasil, Porto Seguro, BA	Portal Biodiversidade	2012

(Continua)

16°31'21''S 39°08'29,4''O	RPPN Rio do Brasil, Porto Seguro, BA	Portal Biodiversidade	2012
15°44'34,5''S 39°09'46,7''O	Córrego Grande, afluente do rio Pardo, Canavieiras, BA	MZUSP	2012
13°17'57,5''S 39°02'10,7''S	Rio Patipe, sob ponte na BA 001, Valença, BA	MZUSP	2012
11°39'12''S 37°32'43''O	Rio Maracanaí, afluente do rio Real, sob ponte na BA 099, Jandaíra, BA	MZUSP	2013
16°59'08''S 39°12'52,1''O	Rio do Sul, Cumuruxatiba, BA	Coleta própria	2017
17°03'29''S 39°12'52,4''O	rio Embaçuaba, Cumuruxatiba, BA	Coleta própria	2017
17°00'44,4''S 39°14'4,1''O	Afluente rio Queimado (entorno PARNA Descobrimento), Cumuruxatiba, BA	Coleta própria	2017
17°01'44,3''S 39°15'7,1''O	Rio Embaçuaba, (entorno do PARNA Descobrimento), Cumuruxatiba, BA	Coleta própria	2017

O recorte foi baseado na ecorregião da Mata Atlântica Nordeste (Abell *et al.*, 2008), sendo uma região mais ampla do que a distribuição atual conhecida, fundamentada na hipótese de conectividade de paleodrenagens costeiras do Brasil (Camelier & Zanata, 2014), por capturas fluviais a partir de ativações de falha geológicas (Menezes *et al.*, 2008) ou pelo recuo do nível do mar, mesmo para uma pequena extensão na costa atlântica do Nordeste, como estimado por Thomaz & Knowles (2018).

A partir da camada vetorial Bacias do Atlântico Leste, obtida da base de dados georreferenciados da ANA (2010), foram triadas as bacias que desaguam na costa litorânea do extremo norte do Rio de Janeiro ao extremo sul do Sergipe, totalizando oito macrobacias (1. bacias dos rios Itapicuru, Vaza-barris e outras; 2. bacias dos rios Jequirica, Paraguaçu e outras; 3. bacia do rio de Contas; 4. bacias dos rios Pardo, Cachoeira e outras; 5. bacia do rio Jequitinhonha; 6. bacias dos rios São Mateus, Itanhém e outras; 7. bacia do rio Doce e 8. drenagens litorâneas do ES), totalizando uma área de 503.976 km² (**Figura 2.2**).

Figura 2.2 - Mapa da região das bacias costeiras do Atlântico Leste (ANA, 2010), com os pontos de ocorrência de *Mimagoniates sylvicola*.

3.2. Seleção de variáveis ambientais

A seleção de variáveis ambientais levou em consideração as variáveis utilizadas por (Frederico *et al.*, 2014) e a disponibilidade de acesso aos dados ambientais. Foram selecionadas camadas ambientais climáticas, com as médias anuais de 1970 a 2000 de temperatura em °C x 10 (Bio 1) e precipitação em mm (Bio 12); temperatura máxima do mês mais quente (Bio 5); temperatura mínima do mês mais frio (Bio 6); precipitação do mês mais chuvoso (Bio 13) e precipitação do mês mais seco (Bio 14), obtidas na base de dados WorldClim versão 2.1 (Fick & Hijmans, 2017). As demais variáveis ambientais contínuas foram obtidas do projeto AMBDATA/INPE (Grupo de Modelagem para Estudos da Biodiversidade/ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) (<http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/index.php>): porcentagem de cobertura arbórea (dados de 2000-2001), para representar a presença de vegetação ripária; altitude em metros, declividade da superfície do terreno em graus e densidade de drenagem da hidrografia (km/km²). Também

foram calculadas a variável ambiental contínua acúmulo de fluxo de água, e a categórica ordem do rio, pelas funções *r.flow* GRASS 7.8.3 tools e *Strahler order* SAGA 2.3.2 respectivamente, do programa multiplataforma do sistema de informações geográficas (QGis versão 3.10) (QGis Development Team, 2020). Todas as variáveis possuem resolução espacial de 1km², e foram processadas no Sistema de Referência DATUM WGS84, EPSG:4326.

O teste de correlação das camadas ambientais cortadas foi realizado no QGis versão 3.10 (QGis Development Team, 2020). Variáveis altamente correlacionadas ($R > 0,6$) não foram utilizadas.

3.3. Maxent

O algoritmo Maxent versão 3.3.3k (Phillips *et al.*, 2011) utiliza o método de caracterização da probabilidade de distribuições a partir de informações incompletas, pela máxima entropia, ou seja, a distribuição que está mais espalhada ou próxima à uniformidade (Phillips *et al.*, 2006; Pearson, 2010). O programa foi empregado por sua alta acurácia na predição de modelos, pois opera apenas com dados de presença da espécie (Phillips *et al.*, 2006), onde são gerados dados simulados de ausência, chamados pontos *background*. O Maxent é recomendado para gerar modelos preditivos de distribuição a partir de poucos registros de ocorrência da espécie-alvo (5 a 15 pontos) (Hernandez *et al.*, 2006; Pearson *et al.*, 2007; Shcheglovitova & Anderson, 2013), principalmente quando utilizado em análises exploratórias de modelagem (Wisz *et al.*, 2008).

Foram utilizados os seguintes parâmetros do Maxent: 10.000 pontos de *background*; 13 replicações por *crossvalidate* (semelhante ao *jackknife*); 5.000 repetições (Dallapicola, 2016); apenas *hinge features* e multiplicador de regularização = 1, baseado em Shcheglovitova & Anderson (2013), sendo considerados os valores *default* nos demais parâmetros. Foram avaliados os valores dos limites de corte: *minimum presence logistic threshold* ($L_{\min}$), *10 percentile presence logistic threshold* (L_{10}) e *maximum test sensitivity plus specificity logistic threshold* ($L_{\max}$), e os respectivos valores do teste de omissão (TO), sendo considerados apenas os valores que apresentaram significância a 5%. Após o cálculo do modelo, foram analisadas as contribuições de cada variável para a probabilidade de presença da espécie no modelo adotado.

3.4. Validação externa do modelo

3.4.1. Independente do limite de corte

Como validação externa independente do limite de corte foi verificada as curvas ROC (Receiver Operating Characteristic), geradas pelo Maxent, obtidas a partir da correlação de sensibilidade, definida pela proporção de presenças verdadeiras em relação ao total de presenças previstas, com o complemento da especificidade (1- especificidade), sendo a especificidade definida como a proporção de ausências verdadeiras em relação às ausências previstas (Fielding & Bell, 1997). Valores abaixo dessa curva, chamados AUC (Area Under the Curve) iguais ou inferiores a 0,7 são considerados como modelos ruins, que não são diferentes de modelos criados a partir de uma seleção aleatória (Liu *et al.*, 2005; Phillips *et al.*, 2006).

3.4.2. Dependente do limite de corte

Após análise do modelo gerado, foi elaborada a matriz de confusão (Fielding & Bell, 1997; Pearson, 2010), exemplificada na **Tabela 2.2**, a partir dos valores 0 e 1 dos pontos extraídos da camada binária cortada pelo limite selecionado.

Tabela 2.2- Representação da matriz de confusão de Pearson (2010).

	Presença real	Ausência real
Presença prevista	a (verdadeiro positivo)	b (falso positivo)
Ausência prevista	c (falso negativo)	d (verdadeiro negativo)

Sendo *a* e *d* o número de pontos previstos corretamente pelo modelo (sejam positivos ou negativos), e *b* e *c* o número de pontos previstos erroneamente como ausentes e presentes, respectivamente. O falso positivo é equivalente ao erro tipo I do teste de hipóteses, e o falso negativo, ao erro tipo II (Morrison *et al.*, 1992).

Assim, foram calculadas as seguintes fórmulas:

$$a) \text{ Taxa de acertos ou acurária} = \frac{(a + d)}{(a + b + c + d)}$$

$$b) \text{ Taxa de erros} = (b + c) / (a + b + c + d)$$

$$c) \text{ Taxa de erro de sobreprevisão} = b / (b + d)$$

$$d) \text{ Taxa de erro de omissão} = c / (a + c)$$

$$e) \text{ Sensibilidade} = a / (a + c)$$

$$f) \text{ Especificidade} = d / (b + d)$$

A acurácia do modelo é complementar à taxa de erro do modelo, assim como a sensibilidade e taxa de erro de omissão, e a especificidade e a taxa de erro de sobreprevisão. Os valores de sensibilidade e especificidade foram usados na etapa seguinte.

Os valores dos pontos foram calculados em duas etapas (Dalapicolla, 2016):

- 1) Pontos de ocorrência da espécie: a camada vetorial dos pontos da espécie, utilizada para construção dos modelos, foi plotada na camada binária raster resultante do corte do valor do limite selecionado. Os valores dos pixels de cada ponto foram extraídos, sendo somados todos os valores 0 (*c*) e 1 (*a*) separadamente, excluindo os pontos sem dados, chamados *no data*.
- 2) Pontos aleatórios: foi elaborada uma camada vetorial com 130 pontos aleatórios, a partir da máscara dos limites das bacias do Atlântico Leste. O mesmo procedimento foi realizado, extraíndo-se e somando os valores dos pixels binários 0 (*d*) e 1 (*b*) de cada ponto, não sendo considerados os pontos *no data*.

A validação do modelo foi realizada a partir do *True Skill Statistics* (TSS) (Liu *et al.*, 2009; Liu *et al.*, 2011), calculado pela equação proveniente da matriz de confusão:

$$TSS = (\text{sensibilidade} + \text{especificidade}) - 1$$

Valores próximos de 1 são considerados como modelos altamente acurados (Allouche *et al.*, 2006).

3.5. Avaliação de áreas protegidas

Na legislação brasileira, existem diversas categorias de áreas protegidas, como as terras indígenas (Brasil, 1973, 1988), as terras quilombolas (Brasil, 1988, 2003), as Unidades de Conservação (UCs) (Brasil, 2000) e as áreas de remanescentes florestais delimitados pelo Novo Código Florestal (Brasil, 2012). Além disso, outras leis protegem áreas dos biomas brasileiros, como a lei da Mata Atlântica (Brasil, 2006).

No presente estudo, foram escolhidas como áreas protegidas somente as UCs federais, estaduais e municipais, sendo também avaliadas as áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica (MMA, 2007), atualizadas pela Portaria MMA nº 463/2018 (MMA, 2018), ambos obtidos a partir de camadas vetoriais disponibilizadas pelo banco de dados georreferenciados do Ministério do Meio Ambiente - MMA (<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>). Foram contabilizadas as UCs federais, estaduais e municipais, tendo em vista os dois tipos de categorias (Brasil, 2000): Proteção Integral (PI) e Uso Sustentável (US); e também as áreas prioritárias para conservação, diferenciando as prioridades em alta, muito alta e extremamente alta. Também foi verificada a quantidade de UCs que estão localizadas nas áreas de adequabilidade da espécie, assim como as áreas prioritárias para conservação.

O mapa dos remanescentes florestais da Mata Atlântica foi elaborado a partir da camada vetorial com os dados mais recentes de 2016, disponibilizada pela Fundação SOS Mata Atlântica (2016), sendo posteriormente cortado para as áreas de adequabilidade ambiental estimada para a espécie, para avaliação da cobertura florestal.

3.6. Avaliação de áreas impactadas

Para avaliar os possíveis impactos à espécie, foram considerados os empreendimentos hidrelétricos (Pequenas Centrais Hidrelétricas – PCHs e Usinas Hidrelétricas – UHEs), a partir de camadas vetoriais de pontos obtidos pelo banco de dados georreferenciados do Sistema de Informações Geográficas do Setor Elétrico (SIGEL) (<https://sigel.aneel.gov.br/portal/home/>). Os empreendimentos hidrelétricos promovem o barramento de cursos d'água, descaracterizando-os fisicamente, tanto por inundar pequenos riachos, como por torná-los ambientes lânticos, além de alterações na qualidade da água, devido ao maior aporte de sedimentos e menor velocidade das águas (Agostinho *et al.*, 2008).

Os pontos dos empreendimentos hidrelétricos das camadas vetoriais foram avaliados a partir do estimador de densidade de Kernel (Silverman, 1986), através da função “mapa de calor” do QGis, para estimar a intensidade do impacto cumulativo gerado pelos empreendimentos em um raio de 15km. Mapas de densidade ou de calor representam a intensidade pontual de um determinado fenômeno, utilizando o método estatístico não-paramétrico de estimativa de curva de densidade.

Também foi avaliado o uso e ocupação do solo da região, a partir de camada raster de 2018, obtida pelo Projeto MapBiomass (2019), convertida posteriormente para formato vetorial, para identificar possíveis áreas mais susceptíveis à perda de habitat e à redução de população. As categorias de classificação do uso do solo foram simplificadas, para melhor visualização e entendimento em um nível macroespacial, sendo posteriormente cortadas para a região de maior adequabilidade ambiental.

Com relação à região de Cumuruxatiba, BA, onde foi realizada a coleta para obtenção de dados de presença e da biologia de *M. sylvicola*, foi avaliada a quantidade de pequenos barramentos nos cursos d'água entre Prado (BA) e Ponta do Corumbau (BA), a uma distância de 30 km da costa, identificados a partir da análise de imagens de satélites do Google Earth Pro versão 7.3.3. Também foi avaliado o contexto histórico de ocupação da região prevista no modelo como adequada à espécie.

3.7. Ações de conservação

As áreas protegidas e impactadas foram avaliadas para a proposição de ações de conservação, a partir da análise das áreas de maior adequabilidade de habitat de *M. sylvicola*, calculadas pela probabilidade de 80% de presença da espécie, baseado no limite de corte selecionado do modelo.

Ademais, foram avaliadas a legislação e as ações de conservação já existentes para a região, como, por exemplo, as áreas elencadas como prioritárias para a conservação da Mata Atlântica pelo MMA (<http://areasprioritarias.mma.gov.br/2-atualizacao-das-areas-prioritarias>) e para a proteção da espécie.

4. RESULTADOS

4.1. Seleção das variáveis ambientais

Após o recorte das camadas ambientais para a região alvo, foi realizado o teste de correlação de Pearson para as 12 camadas previamente selecionadas. As variáveis que apresentaram alta correlação foram: altitude com as variáveis Bio 1 (Temperatura média anual), Bio 5 (Temperatura do mês mais quente) e Bio 6 (Temperatura do mês mais frio); Bio 12 (Precipitação média anual) com Bio 13 (Precipitação do mês mais chuvoso); Bio 14 (Precipitação do mês mais seco) com Bio 6; Bio 1 com Bio 5 e Bio 6; e ordem do rio com acúmulo de fluxo (**Tabela 2.3**).

Tabela 2.3 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as camadas ambientais selecionadas. Cob. arb. (Porcentagem de cobertura arbórea); Alt. (Altitude); Bio 12 (Precipitação média anual); Bio 13 (Precipitação do mês mais chuvoso); Bio 14 (Precipitação do mês mais seco); Bio 1 (Temperatura média anual); Bio 5 (Temperatura do mês mais quente); Bio 6 (Temperatura do mês mais frio); Decl. (Declividade); Dens. (Densidade de drenagem); Acum. fluxo (Acúmulo de fluxo de água); Ord (Ordem do rio).

	Cob. arb.	Alt	Bio 12	Bio 13	Bio 14	Bio 1	Bio 5	Bio 6	Decl	Dens	Acum. fluxo	Ord
Cob. arb.	1,00											
Alt	0,128	1,000										
Bio 12	0,311	-0,118	1,000									
Bio 13	0,243	0,255	0,774*	1,000								
Bio 14	0,178	-0,555	0,565	-0,050	1,000							
Bio 1	-0,161	-0,902*	-0,065	-0,333	0,381	1,000						
Bio 5	-0,210	-0,621*	-0,112	-0,089	-0,067	0,792*	1,000					
Bio 6	-0,121	-0,862*	-0,067	-0,509	0,623*	0,867*	0,415	1,000				
Decl	0,110	0,217	-0,271	0,328	-0,043	-0,280	-0,121	-0,347	1,000			
Dens	-0,012	-0,255	-0,006	-0,005	0,001	0,271	0,282	0,151	-0,072	1,000		
Acum. fluxo	-0,025	-0,075	-0,092	-0,071	-0,053	0,072	0,075	0,048	-0,052	0,055	1,000	
Ord.	-0,012	-0,086	-0,056	-0,039	-0,037	0,052	0,056	0,029	-0,022	0,021	0,689*	1,00

Por este motivo, as variáveis altitude, Bio 5, Bio 6, Bio 12 e ordem do rio foram excluídas das análises do Maxent, sendo utilizadas apenas sete camadas ambientais: porcentagem de cobertura arbórea, Bio 1, Bio 13, Bio 14, declividade, densidade de drenagem e acúmulo de fluxo de água.

4.2. Validação de modelos

Os resultados do modelo estimado pelo Maxent para a região estão apresentados na **Tabela 2.4**. O valor de AUC do modelo foi acima de 0,9, o que o valida positivamente por este método de avaliação. Apenas o valor do limite de corte $L_{\text{máx}}$ foi estatisticamente significativo ($p < 0,05$), que apresentou um valor referente ao teste de omissão de 0,23.

Tabela 2.4 – Valores estimados para o modelo gerado pelo Maxent: AUC (Area Under the Curve) e DP (desvio-padrão) do modelo, valores do limite de corte (L_{igual} , L_{10} e $L_{\text{máx}}$), teste de omissão (TO_{igual} , TO_{10} e $TO_{\text{máx}}$) e probabilidade (p_{igual} , p_{10} e $p_{\text{máx}}$).

AUC	DP	L_{igual}	TO_{igual}	p_{igual}	L_{10}	TO_{10}	p_{10}	$L_{\text{máx}}$	$TO_{\text{máx}}$	$p_{\text{máx}}$
0,9618	0,019	0,391	0,23	0,266	0,465	0,46	0,482	0,466	0,23	0,038*

A **Tabela 2.5** apresenta os valores calculados a partir da matriz de confusão, utilizando o limite de corte máximo ($L_{\text{máx}}$). A análise dos resultados evidencia um elevado valor de acurácia (0,9647) e TSS (0,8184) para o modelo estimado.

Tabela 2.5 – Valores das estatísticas dos dois modelos após o corte pelo valor do limite máximo, gerados pelo Maxent. Taxa de erros do modelo (T_{erros}), taxa de sobreprevisão (TSP), taxa de omissão (TO) e *True Skill Statistics* (TSS).

Acurácia	T_{erros}	TSP	TO	TSS
0,9647	0,0352	0,0232	0,1538	0,8184

Analizando o mapa do modelo (**Figura 2.3**), é possível verificar que as áreas consideradas como adequadas à espécie concentram-se na área de ocorrência conhecida, em uma faixa litorânea de 37,5km de largura, abrangendo 45km mais ao norte do ponto mais setentrional conhecido (divisa dos estados da Bahia e Sergipe), e cerca de 1,5km mais ao sul dos pontos mais meridionais conhecidos, ao norte do Espírito Santo, em uma área de 15.938,4 km², equivalente a 3,16% da área da região alvo do estudo. Também é possível observar uma faixa de 75 km com poucas áreas adequadas para a espécie, localizada ao sul do ponto mais ao norte conhecido (**Figura 2.3**).

A variável que apresentou a maior contribuição para a probabilidade de presença da espécie no modelo foi a precipitação do mês mais seco (Bio 14), com 82,81%, seguida da temperatura média anual (Bio 1) (10,69%) e da porcentagem de cobertura arbórea (3,12%) (**Tabela 2.6**). A variável que menos contribuiu para o modelo foi o acúmulo de fluxo de água, com 0,26%.

Figura 2.3– Mapa de adequabilidade de habitat de *Mimagoniates sylvicola*, na região das bacias costeiras do Atlântico Leste. Estrelas pretas correspondem às ocorrências registradas da espécie.

Tabela 2.6- Porcentagens de contribuição de cada variável para o modelo selecionado de adequabilidade de habitat de *Mimagoniates sylvicola*. Asteriscos representam as três variáveis que mais contribuíram para o modelo.

Variável	Contribuição (%)
Temperatura anual média (Bio1)	10,69*
Precipitação do mês mais chuvoso (Bio13)	0,45
Precipitação do mês mais seco (Bio14)	82,81*
Declividade	0,38
Densidade de drenagem	2,26
Acúmulo de fluxo de água	0,26
Porcentagem de cobertura arbórea	3,12*

A **Figura 2.4** apresenta os gráficos de probabilidade de presença de *M. sylvicola* em resposta às três variáveis ambientais que mais contribuíram para o modelo, Bio 14, Bio 1 e porcentagem de cobertura arbórea (**Tabela 2.5**).

A probabilidade de presença de *M. sylvicola* apresentou uma curva sigmoide como resposta às três variáveis selecionadas (**Figura 2.4**). Com relação à precipitação do mês mais seco (Bio 14) (**Figura 2.4a**), é possível observar que, a partir de 40 mm, há um aumento na probabilidade de presença da espécie, até 100mm, onde houve uma ligeira queda na probabilidade de presença da espécie, estabilizando em 140mm. Com respeito à temperatura média anual (Bio 1), houve um aumento da probabilidade de presença em 24°C (**Figura 2.4b**), estabilizando a partir de 26°C. Por fim, a partir de 60% de cobertura arbórea houve um aumento na probabilidade, estabilizando em 100% de cobertura arbórea (**Figura 2.4c**).

Figura 2.4 – Gráficos de probabilidade de presença de *Mimagoniates sylvicola* em resposta às variáveis ambientais no modelo estimado: **a.** Precipitação do mês mais seco (Bio 14) (mm); **b.** Temperatura média anual (Bio 1) (°C*10); **c.** Porcentagem de cobertura arbórea.

4.3. Avaliação de áreas protegidas

O mapa de remanescentes de Mata Atlântica, bioma predominante das áreas litorâneas da região-alvo, foi elaborado com base no banco de dados da ONG Fundação SOS Mata Atlântica (2016) (**Figura 2.5**), com maior detalhamento para a região de ocorrência dos pontos registrados para a espécie (**Figura 2.6**), sendo recortadas as áreas de adequabilidade ambiental (**Figura 2.7**). As UCs federais, estaduais e municipais presentes na região estão apresentadas na **Figura 2.8**. Ao todo, foram identificadas 266 UCs, sendo 58 municipais, 172 estaduais e 36 federais.

Com relação ao tipo de uso permitido das UCs, Proteção Integral (PI) ou Uso Sustentável (US), foram detectadas 96 de proteção integral, sendo 34 municipais, 38 estaduais e 24 federais; e 170 de uso sustentável, sendo 24 municipais, 134 estaduais e 12 federais. As maiores UCs em área são estaduais, seguida das federais e municipais, em ordem decrescente.

As feições sobrepostas às áreas de adequabilidade da espécie foram contadas, sendo encontradas nove UCs federais (sete PI e duas US); 31 UCs estaduais, destas quatro PI e 27

US; e duas UCs municipais, sendo uma PI e uma US, totalizando 15,79% das UCs presentes na região.

Além disso, também foi verificada a presença de áreas prioritárias para conservação da Mata Atlântica (MMA, 2018) (**Figura 2.9**). Foram contabilizadas 117 áreas prioritárias, sendo 47 classificadas como prioridade alta, 27 como muito alta e 43 como extremamente alta. A contagem das feições sobrepostas às áreas de adequabilidade foi de 13 áreas prioritárias, representando 11,11% do total das áreas prioritárias na região. Destas, uma foi classificada como alta prioridade, sete como muito alta e cinco como extremamente alta. As ações elencadas pelo MMA destas áreas prioritárias selecionadas incluem criação de novas UCs; reconhecimento de áreas conservadas por comunidades tradicionais; gestão integrada e participativa de mosaicos de áreas protegidas; acordos de pesca; criação de Plano Municipal de conservação e recuperação da Mata Atlântica; e fiscalização e controle de atividades ilegais (desmatamento, caça e pesca predatória).

Figura 2.5 – Mapa dos remanescentes florestais da Mata Atlântica de 2016, extraído do banco de dados da Fundação SOS Mata Atlântica (2016), para a região das bacias costeiras do Atlântico Leste. Estrelas pretas representam os locais de ocorrência registrados para *Mimagoniates sylvicola*.

Figura 2.6 - Ampliação do mapa dos remanescentes da Mata Atlântica (Fundação SOS Mata Atlântica, 2016) (Figura 2.5). As letras a-f representam os detalhes do uso e ocupação do solo para cada registro de ocorrência de *Mimagoniates sylvicola* (estrelas pretas).

Figura 2.7 - Mapa dos remanescentes florestais da Mata Atlântica (Fundação SOS Mata Atlântica, 2016) das áreas de maior adequabilidade de *Mimagoniates sylvicola*. Pontos pretos representam os locais de ocorrência registrados para a espécie.

Figura 2.8 - Mapa das Unidades de Conservação (UCs) federais, estaduais e municipais (MMA, 2018) sobrepostas às áreas de adequabilidade ambiental de *Mimagoniates sylvicola* (gradiente vermelho) na região das bacias costeiras do Atlântico Leste. Estrelas pretas representam os locais de ocorrência registrados para a espécie.

Figura 2.9 - Mapa das Áreas Prioritárias para Conservação da Mata Atlântica (MMA, 2018), sobrepostas às áreas de adequabilidade ambiental de *Mimagoniates sylvicola* (gradiente vermelho), na região das bacias costeiras do Atlântico Leste. Estrelas pretas representam os locais de ocorrência registrados para a espécie.

4.4. Avaliação de áreas impactadas

Foram encontradas 211 PCHs e 58 UHEs na região. Nas áreas de adequabilidade ambiental de *M. sylvicola* foram observadas apenas seis PCHs e quatro UHEs, representando 3,71% do total de empreendimentos hidrelétricos para o recorte. O mapa de densidade de UHEs e PCHs (**Figura 2.10**) evidencia que a região ao sul possui as mais altas densidades de empreendimentos hidrelétricos, localizados principalmente na região central do mapa. A região litorânea foi pouco afetada por empreendimentos hidrelétricos.

O mapa de uso e ocupação do solo da região-alvo está apresentado na **Figura 2.11**, com maior detalhe para dos locais de ocorrência de *M. sylvicola* (**Figura 2.12**). Dos 13 pontos de ocorrência considerados para o estudo, um está localizado em área de mosaico agricultura-pastagem (**Figura 2.12a**); cinco em áreas de vegetação natural (**Figura 2.12b,d,e**); cinco em áreas de pastagens (**Figura 2.12 c,d,e**); e por fim, dois pontos em áreas de florestas plantadas (**Figura 2.12f**).

O mapa de uso e ocupação do solo recortado para as áreas consideradas como adequadas para a espécie está apresentado na **Figura 2.13**. É possível observar que a maior área é coberta por vegetação natural (verde escuro e verde médio), seja formação florestal, campestre, ou outro tipo de formação vegetal, com maior concentração na porção central. Mais ao sul nota-se uma área de concentração de floresta plantada (verde claro). Áreas de pastagens (amarelo) ocorrem por toda a região, com maior concentração nas porções ao norte e ao sul. Áreas de agricultura (laranja) e mosaico agricultura-pastagem (vermelho) ocorrem em toda a região destacada de maneira esparsa.

Com relação à análise de barramentos na região de Cumuruxatiba (BA), entre Prado e a Ponta do Corumbau, foram contabilizadas 118 pequenas barragens (**Figura 2.14**), identificadas pelo acúmulo de água dos rios por uma região linear, com pouco ou nenhum escoamento do outro lado da barragem (**Figura 2.15**). Formações de lagos e várzeas naturais não foram contabilizadas.

Além disso, as áreas à montante dos quatro pontos de coleta da espécie na região (dados próprios) foram verificadas (**Figuras 2.16 e 2.17**), sendo encontrados barramentos apenas nos afluentes do rio Embaçuaba (-17.05808, -39.21457), um dos pontos de coleta de *M. sylvicola* (**Figura 2.17**).

Figura 2.10 - Mapa de densidade de Usinas Hidrelétricas (UHEs) e Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs), sobreposto às áreas de adequabilidade ambiental de *Mimagoniates sylvicola* (gradiente em vermelho), na região das bacias costeiras do Atlântico Leste. Estrelas pretas representam os locais de ocorrência registrados para a espécie.

Figura 2.11 - Mapa do uso e ocupação de solo de 2018 (Projeto Mapbiomas, 2019), na região das bacias costeiras do Atlântico Leste. Estrelas pretas representam os locais de ocorrência registrados para *Mimagoniates sylvicola*.

Figura 2.12 - Ampliação do mapa do uso e ocupação de solo em 2018 (Projeto Mapbiomas, 2019) da região das bacias costeiras do Atlântico Leste (Figura 2.11). As letras a-f representam os detalhes do uso e ocupação do solo para cada registro de ocorrência de *Mimagoniates sylvicola* (estrelas pretas), a uma resolução de 1km².

Figura 2.13 - Mapa do uso e ocupação de solo em 2018 (Projeto Mapbiomas, 2019) nas áreas de maior adequabilidade de *Mimagoniates sylvicola*, na região das bacias costeiras do Atlântico Leste. Estrelas pretas representam os locais de ocorrência registrados para a espécie.

Figura 2.14 – Imagens de satélites obtidas pelo Google Earth Pro versão 7.3.3.: **a.** região entre Prado (sul) e Ponta do Corumbau (norte), BA, com pequenos barramentos em destaque (alfinetes amarelos numerados); **b.** Detalhe do barramento número 23; **c.** Detalhe dos barramentos 50-54, próximos à costa.

Figura 2.15 – Fotografia de barramento de rio com interrupção quase total do fluxo de água, na estrada Cumuruxatiba – Barra do Cahy (BA). **a.** vista à montante; **b.** vista à jusante. Foto: R.M.C.Castro.

Figura 2.16 – Imagens de satélite dos pontos de coleta de *Mimagoniates sylvicola*, obtidas pelo Google Earth Pro versão 7.3.3: **a.** rio do Sul (alfinete Rio do Sul Msyl) e barramento localizado em afluentes à jusante (alfinete número 74); **b.** rio Embaçuaba (alfinete Rio Embaçuaba entorno Msyl), entorno PARNA do Descobrimento (limites em amarelo).

Figura 2.17 – Imagens de satélite dos pontos de coleta de *Mimagoniates sylvicola*, obtidas pelo Google Earth Pro versão 7.3.3: **a.** rio Embaçu (alfinete Rio Embaçu Msyl), e barramentos, localizados em afluentes à montante (alfinetes 66, 67, 68 e 93), e em outras drenagens adjacentes (alfinetes 60, 61, 69, 70, 71 e 72); **b.** rio Queimado (alfinete Rio Queimado Msyl).

4.5. Ações de conservação

As áreas protegidas e impactadas foram sobrepostas ao mapa de alta adequabilidade de habitat (acima de 80%) de *M. sylvicola* (**Figura 2.18**), sendo identificadas oito regiões prioritárias para a conservação de *M. sylvicola* (**Figura 2.19**).

Figura 2.18 – Mapa de alta adequabilidade de habitat de *Mimagoniates sylvicola*, na região das bacias costeiras do Atlântico Leste. Estrelas pretas correspondem às ocorrências registradas da espécie.

Figura 2.19 - Mapa das regiões de vulnerabilidade à conservação de *Mimagoniates sylvicola* (números 1-8), mostrando as Unidades de Conservação (UCs) federais, estaduais e municipais (MMA, 2018) e as Áreas Prioritárias para Conservação da Mata Atlântica (MMA, 2018), sobrepostas às áreas de alta adequabilidade ambiental da espécie, na região das bacias costeiras do Atlântico Leste. Estrelas pretas representam os locais de ocorrência registrados para a espécie.

A região 1, localizada mais ao norte do recorte, próxima à divisa dos estados da Bahia e do Sergipe, compreende um ponto de ocorrência conhecido da espécie (**Figura 2.19**). Essa área não possui Unidades de Conservação, sendo identificada como muito importante para a conservação da Mata Atlântica (MMA, 2007). As ações de conservação propostas para essa área estão relacionadas à fiscalização de atividades ilegais, como desmatamento, caça e pesca predatória. Pelo fato de *M. sylvicola* ser uma espécie diminuta, a pesca predatória não se constitui como uma ameaça real para a população da espécie. Porém, o desmatamento ilegal pode alterar a qualidade de habitat, aumentando o risco de extinção. Portanto, a criação de Unidades de Conservação de Proteção Integral poderia ser uma solução para a conservação da espécie, devido à presença de alguns remanescentes florestais (**Figura 2.6**), apesar da grande presença de agricultura e mosaicos de agricultura-pecuária na região (**Figura 2.12**).

A região 2, contém dois pontos de ocorrência da espécie em Valença (BA), e está localizada próxima à APA Estadual Caminhos da Boa Esperança, na Bahia (**Figura 2.19**). Não foram propostas áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica nessa região, apesar da mesma possuir alguns remanescentes do bioma (**Figura 2.6**). Uma ação recomendada seria a criação de UC ou ampliação da APA já existente, para garantir a proteção aos ambientes propícios à espécie.

As regiões 3, 4 e 5 não possuem ocorrência registrada para a espécie, mas foram indicadas como áreas altamente adequadas (**Figura 2.19**). Analisando o mapa da **Figura 2.6**, não é possível identificar remanescentes florestais expressivos nessa zona, apesar de serem apontadas como áreas extremamente importantes para a conservação da Mata Atlântica (**Figura 2.19**). As ações já propostas incluem acordos de pesca, que não se enquadram para a conservação da espécie, e gestão participativa de áreas protegidas, corredores ecológicos e territórios de comunidades tradicionais. Uma ação recomendada seria a realização de esforços direcionados de coleta nas regiões apontadas, para verificar a presença ou não da espécie.

A região 6, localizada junto aos pontos de ocorrência conhecidos da espécie em Canavieiras (BA), é próxima à RESEX Federal de Canavieiras e à APA Estadual Santo Antônio (**Figura 2.19**), e possui alguns remanescentes de vegetação nativa (**Figura 2.6**), apesar de grande parte do solo da região ter sido convertido em áreas agropecuárias e florestas plantadas (**Figura 2.12**). Apesar disso, foram elencadas ações de gestão participativa dos mosaicos de áreas protegidas. Uma ação recomendada para essa área seria a fiscalização do desmatamento dos remanescentes situados fora das UCs, para evitar novas conversões do uso do solo.

A região 7 compreende as áreas das UCs federais PARNA do Pau Brasil, PARNA Monte Pascoal e PARNA do Descobrimento e a UC estadual APA Caraíva/Trancoso, situados no estado da Bahia (**Figura 2.19**). As ações de conservação já propostas incluem a gestão participativa entre as Unidades de Conservação. A ampliação das áreas das UCs não seria viável, pelo fato de restarem poucos remanescentes nas áreas consideradas como altamente adequadas para a espécie. Uma solução seria a fiscalização do desmatamento dos remanescentes florestais. Ademais, foi verificado um grande número de pequenos barramentos entre a região de Prado e Ponta do Corumbau, que podem alterar a qualidade dos habitat da espécie. Além disso, não foram verificados barramentos nos rios de ocorrência de *M. sylvicola*, indicando que a regulação desses barramentos pode ser uma ferramenta de gestão para a preservação dos ambientes propícios para a espécie.

Por fim, a região 8 está inserida em uma área de importância muito alta para a conservação da Mata Atlântica, com a proposição de criação de UC (**Figura 2.19**). Porém, analisando o mapa de remanescentes florestais (**Figura 2.6**), existem poucas áreas de vegetação nativa, com uma grande mancha de florestas plantadas (**Figura 2.12**). A recomendação se alinha ao já proposto para a área, para a proposição de um mosaico de UCs nos trechos restritos de remanescentes florestais nativos.

5. DISCUSSÃO

O modelo de adequabilidade de habitat de *Mimagoniates sylvicola* foi significativo para o recorte da ecorregião da Mata Atlântica Nordeste (bacias do Atlântico Leste), apresentando um elevado valor de AUC e TSS, apesar da quantidade escassa de dados de ocorrência utilizados para a modelagem. Bean e colaboradores (2012) avaliaram modelos de distribuição de espécies com diversos tamanhos amostrais, e concluíram que modelos com poucas amostras criam uma falsa conclusão de que são altamente acurados. Além disso, o baixo número amostral de dados de ocorrência na MDE é ruim para a predição de modelos, pois restringe o resultado a uma pequena variação dos fatores ambientais à qual a espécie pode estar sujeita (Elith & Leathwick, 2009; De Marco Jr. & Siqueira, 2009), sendo considerado de 30 a 50 o número mínimo de observações para a elaboração de modelos mais verossímeis (Coudun & Gégout, 2007; Wisz *et al.*, 2008). Entretanto, a falta de informações para espécies consideradas raras ou ameaçadas de extinção justifica a utilização, por ora, de um número amostral baixo, por permitir inferências sobre condições ambientais similares às das áreas de ocorrência conhecidas (Pearson *et al.*, 2007). Novas campanhas de amostragem são encorajadas, principalmente na região predita pelo modelo, e poderão embasar futuros estudos de modelagem de distribuição de espécies e melhorar a avaliação *a posteriori* dos modelos.

A adequabilidade de habitat da espécie ficou restrita a uma faixa litorânea de 38 km de largura, estendendo-se 45 km mais ao norte do ponto mais setentrional conhecido, localizado em Jandaíra, BA, e 1,5 km mais ao sul do ponto mais meridional conhecido, localizado em Conceição da Barra, ES. O modelo fornece boas inferências sobre a distribuição da espécie em um passado recente, tendo em vista que as variáveis utilizadas para a modelagem possuem uma amplitude temporal de 30 anos, desde 1970 a 2000. Para estudos sobre a adequabilidade de habitat mais recentes, com dados a partir dos anos 2000, é necessária a criação de novas camadas ambientais, com dados de imagens de satélites atualizadas, o que demanda tempo e fundamentação teórica sobre geoprocessamento, e torna mais difícil sua execução. Apesar dessa defasagem, estudos sobre a biogeografia da tribo Glandulocaudini revelam que a espécie possa ter tido uma área de ocorrência mais ampla do que a atual, devido ao padrão disjunto de distribuição atual ao longo de bacias costeiras independentes e adjacentes da Bahia (Menezes *et al.*, 2008; Menezes & Weitzman, 2009; Camelier & Zanata, 2014; Camelier *et al.*, 2018).

O padrão de adequabilidade ambiental encontrado é concordante com a distribuição atual da espécie, que ocupa regiões de planícies litorâneas e fluviais, e tabuleiros costeiros, caracterizadas pelos climas úmidos e quentes, que variam do Tropical Nordeste Oriental superúmido a semi-úmido (IBGE 2002, 2006; Bahia, 2005). A precipitação do mês mais seco (Bio 14) foi a variável ambiental que mais contribuiu com a probabilidade de presença da espécie no modelo, sendo positivamente correlacionadas, apesar de a probabilidade máxima estimada para essa variável ser 70%. Houve um aumento da probabilidade de presença da espécie a partir de 40 mm de chuva, com probabilidade máxima em 100 mm, decaindo ligeiramente e estabilizando a probabilidade em 60% a 160 mm. A precipitação do mês mais chuvoso não contribuiu significativamente para o modelo, apesar de a adequabilidade predita ser em regiões próximas à costa, onde as taxas de precipitação são mais elevadas. Uma possível explicação para o padrão verificado é o fato de que a quantidade mínima de chuvas deva ser um fator limitante para a sobrevivência da espécie, pois reduz os ambientes aquáticos nos quais a espécie está inserida, limitando a disponibilidade de locais de abrigos e recursos alimentares. Além disso, a região a oeste do recorte das bacias do Atlântico Leste possui clima semi-árido, onde os rios em grande parte do ano são intermitentes, e a região central de transição possui clima sub-úmido a seco, corroborando a hipótese de que a espécie necessita de um mínimo de precipitação e ambientes perenes para manter populações viáveis. A temperatura média anual do ar foi a segunda variável que mais contribuiu com o modelo, sendo que a probabilidade de presença da espécie aumenta a partir de 22°C, estabilizando no pico de 26°C.

A porcentagem de cobertura arbórea contribuiu com uma pequena fração do modelo, sendo positivamente relacionada, aumentando a probabilidade de presença a partir de 60% de cobertura arbórea, com pico máximo de probabilidade de presença em 100% de cobertura arbórea. Esse resultado corrobora a dependência da vegetação ripária, reportada em diversos trabalhos (Sarmiento-Soares & Martins Pinheiro, 2006; 2009; 2010; 2013; Menezes & Lima, 2008; Menezes & Weitzman, 2009, Santos *et al.*, 2018), visto que a mesma ocupa porções sombreadas do canal, além de possuir dieta insetívora, consumindo maior porcentagem de itens alóctones.

Ademais, a área predita como adequada pelo modelo acompanha o padrão de distribuição do bioma Mata Atlântica na região alvo. Segundo a Lei Federal nº 11.428/2006 (Brasil, 2006), o bioma Mata Atlântica é definido pelas seguintes formações florestais e ecossistemas associados: florestas ombrófilas aberta, densa e mista; florestas estacionais semidecidual e decidual; manguezais; matas de restingas; campos de altitude; brejos

interioranos e encaves florestais do Nordeste, de acordo com o mapa de fitofisionomias do IBGE. A mesma lei reconhece a Mata Atlântica como Patrimônio Natural, e regulamenta a proteção e exploração de produtos florestais, dispondo sobre restauração florestal, e estabelecendo sanções e penalizações para o desmatamento ilegal.

Atualmente, a Mata Atlântica está reduzida a menos de 13% de sua extensão original (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2020). A devastação deste bioma acompanhou o histórico de ocupação da costa brasileira e exploração comercial desde o período colonial (Câmara, 2003; Cabral & Cesco, 2008; Colombo & Joly, 2010), pela intensa atividade de extração de madeira e conversão de áreas para o cultivo de cana-de-açúcar no Nordeste durante o século XVI, seguido pelo cultivo de cacau na Bahia no século XX (Câmara, 2003; Colombo & Joly, 2010). Entre 1950 e 1970, houve a retomada da exploração madeireira e expansão da pecuária nas regiões litorâneas, sendo que a partir de 1970, houve a implantação do cultivo de eucalipto para produção de papel e celulose, principalmente no extremo sul da Bahia e norte do Espírito Santo (ICMBio, 2014). A costa da Bahia e Espírito Santo abrigam os maiores contingentes populacionais na região alvo, sendo que o crescimento urbano ocorre à custa da supressão de áreas de vegetação natural (MMA, 2006). O turismo na região costeira, emergente desde a década de 50, teve maior expressão a partir dos anos 1990 na Bahia, com a implantação do Programa de Desenvolvimento Turístico da Bahia – Zona Turística Costa dos Coqueiros e Zona Turística Costa do Descobrimento pela PRODETUR-NE, que estimulou ainda mais o crescimento e ocupação da região, com impactos negativos aos meios físicos e paisagísticos (Mattedi, 1999; ICMBio, 2014).

A Mata Atlântica é considerada um dos *hotspots* de biodiversidade do planeta, devido aos altos índices de endemismo e riqueza de espécies (Myers *et al.*, 2000). Reconhecida pela UNESCO como Reserva da Biosfera, por sua relevância biológica, o bioma também possui importância cultural e social, pois regula o fluxo de mananciais hídricos, controla o clima regional e protege as escarpas e encostas da serra da erosão (Varjabedian, 2010). É responsabilidade, portanto, do Estado Brasileiro, em conjunto com a sociedade ampliada, prover as condições para sua efetiva proteção (Brasil, 1988). De acordo com o último levantamento de remanescentes florestais realizado pela Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2020), houve uma redução exponencial na taxa de desmatamento do bioma desde 1985, sendo verificada a menor taxa de 9,3% entre os anos de 2017 e 2018 (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2019). Porém, nos anos subsequentes de 2018 e 2019, houve um aumento significativo na taxa de desmatamento de 27,2%, sendo desmatados 14.502 ha, comparados aos 11.399 ha desmatados no período anterior (Fundação SOS Mata Atlântica &

INPE, 2019, 2020). A Bahia é o segundo estado brasileiro com a maior área desmatada (3.532 ha), sendo registrado um aumento de 78% na taxa de desmatamento entre 2018 e 2019 com relação ao ano período anterior (2017-2018); para o estado do Espírito Santo, houve a diminuição de 31% na taxa de desflorestamento para o mesmo período, sendo desmatados apenas 13 ha entre 2018 e 2019 (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2019, 2020).

O Brasil é signatário da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), estabelecida na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), em 1992, na cidade do Rio de Janeiro. Nesse âmbito, a identificação de áreas prioritárias e ações para a conservação da biodiversidade e de espécies ameaçadas de extinção é um importante instrumento legal de proteção (MMA, 2000). Em 2000, foram identificadas pelo MMA as áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica e Campos Sulinos, a partir de diversas reuniões com especialistas de várias áreas das ciências naturais, que delimitaram regiões de importância biológica, e áreas de conhecimento insuficiente, com uma atualização recente de 2018 (MMA, 2018). Destas, foram encontradas cinco áreas prioritárias de extrema importância dentro da região considerada como adequada à espécie, sendo que a maioria está situada na região do extremo sul da Bahia ao Recôncavo Baiano, sugerindo ações relacionadas à criação e ampliação de UCs e atividades de gestão participativa de mosaicos de áreas protegidas. A região está protegida em parte pela presença de UCs, sendo o maior número as de Uso Sustentável, modalidade que permite a utilização direta dos recursos naturais, como exploração florestal, estabelecida previamente no plano de manejo (Brasil, 2000), não sendo tão eficazes na conservação e preservação dos remanescentes vegetais se comparadas às de Proteção Integral (Varjabedian, 2010).

O novo Código Florestal Brasileiro (Brasil, 2012) também estabelece áreas de proteção da vegetação, delimitando as Áreas de Preservação Permanente (APP), áreas protegidas vegetadas, nativas ou não, com a função de “preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”, apesar de haver diversos retrocessos ambientais com relação ao texto da Lei Federal nº 4.771/1965 (Brasil, 1965), (Metzger, 2010; Casatti, 2010; Godoy, 2012). Pela lei vigente, são consideradas APP as faixas marginais de quaisquer cursos d’água, com largura mínima de 30 m, para corpos de água com menos de 10 m de largura; até 500 m, para rios com largura superior a 600 m. O Cadastro Ambiental Rural (CAR), coordenado pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB), criado pela mesma lei (Brasil, 2012), é um registro nacional obrigatório para todos os imóveis rurais, auto

declaratório, com a finalidade de integrar as informações ambientais das propriedades, para regularização de passivos ambientais e/ou infrações cometidas antes de 22 de julho de 2008, data do Decreto Federal nº 6.514/2008 que dispõe sobre infrações ao meio ambiente e sanções administrativas (Brasil, 2008), relativas à supressão irregular de vegetação em de APPs, de Reserva Legal (RL) e de uso restrito.

Dados mais atualizados do CAR de novembro de 2019 mostram que no estado da Bahia foram cadastrados 94,71% dos imóveis rurais existentes, totalizando 794.902 imóveis em uma área de 28.017.925 ha (SFB, 2019). No Espírito Santo, 78,71% dos imóveis foram cadastrados, totalizando 92.985 imóveis com uma área de 3.366.693 ha (SFB, 2019). Em maio de 2018, 35% dos 533.527 imóveis cadastrados até então na Bahia solicitaram a adesão ao Programa de Regularização Ambiental (PRA), sendo que no Espírito Santo houve a adesão de 100% dos 68.326 imóveis cadastrados no mesmo período (SFB, 2018). O PRA prevê a suspensão de sanções a infrações jurídicas cometidas pela supressão irregular em áreas rurais consolidadas em APP, RL e áreas de uso restrito, realizadas até 22 de julho de 2008 (Brasil, 2012), permitindo a continuidade de atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural em áreas rurais consolidadas, e a recomposição de faixas marginais de APP em extensão menor que a exigida pela regra geral, de acordo com o tamanho do imóvel rural (SFB, 2020), privilegiando quem praticou ações e omissões em desconformidade com o antigo Código Florestal (Brasil, 1965; Godoy, 2012). Para imóveis entre um a quatro módulos fiscais, é obrigatória a recomposição de APP entre cinco e 15 m, sendo que para imóveis com mais de quatro módulos fiscais a recomposição é entre 20 a 100 m, independente da largura do corpo d'água em qualquer caso (Brasil, 2012). Isso diminui consideravelmente o tamanho mínimo das APP, de 30m (para rios com até 10m de largura) para até 5 m em cada margem do rio. Analisando os dados disponibilizados pelo SFB em 2018, mais de 90% dos imóveis rurais declarados na Bahia possui até quatro módulos fiscais, equivalendo a um terço da área declarada, e no Espírito Santo, mais de 80% dos imóveis possui até quatro módulos fiscais, correspondendo a quase metade da área declarada no ano de 2018 (SFB, 2018). A mensuração da perda das APPs não é possível no momento, pois os dados dos imóveis cadastrados disponibilizados para cada município pelo site do SFB (<http://www.car.gov.br/publico/municipios/downloads>) não possuem as informações detalhadas de cada propriedade, e ainda estão sendo analisadas pelos órgãos ambientais de cada estado, como o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA na Bahia, e o Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do Espírito Santo.

Algumas medidas estimulam o proprietário rural a recuperar áreas degradadas, tais como a dedução do Imposto sobre Propriedade Territorial Rural (IPTR) sobre as áreas de APP, RL e áreas de uso restrito, a isenção de tributos de insumos e equipamentos utilizados para processos de recuperação e manutenção das áreas degradadas, além de estabelecer programas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) (Brasil, 2012). Ainda, após a finalização da implementação e análise do CAR, o sistema poderá ser um instrumento para auxiliar a fiscalização do pouco que é garantido por lei para a preservação e conservação dos remanescentes florestais.

Outro instrumento de proteção é o Programa Pró-Espécies, instituído pela Portaria MMA nº 43/2014 (MMA, 2014), que tem como objetivo adotar ações de prevenção, conservação, manejo e gestão, com vistas a minimizar as ameaças e o risco de extinção de espécies, incluídas nas Listas Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção, a partir dos Planos de Ação Nacionais para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção (PAN). Os PANs são políticas públicas que estabelecem pactos de responsabilidade com a sociedade - poluidores, consumidores e protetores - e o poder público, por ações que efetivamente possam proteger a espécie, atuando sobre as ameaças que a colocam em risco de extinção. A espécie *Mimagoniates sylvicola* é contemplada no PAN Peixes e Eglas da Mata Atlântica (ICMBio, 2019), o qual elenca ações com o objetivo de “melhorar o estado de conservação e popularizar peixes, eglas, rios e riachos da Mata Atlântica, em 5 anos”. Dentre as ações, estão incluídas mitigações para o impacto das atividades agropecuárias, com ênfase na recomposição da vegetação ripária; prevenção da retirada de cobertura vegetal natural da Mata Atlântica; identificação, monitoramento e redução dos impactos de barramentos de corpos de água nas bacias hidrográficas das espécies-alvo do PAN.

Com relação ao uso e ocupação do solo na região, é possível observar que as atividades econômicas predominantes estão relacionadas à agricultura, pastagens e plantios de florestas, caracterizados principalmente pelo cultivo de eucalipto na região sul, entre norte do Espírito Santo e sul da Bahia (Almeida *et al.*, 2008). Além disso, outro importante fator de pressão antrópica contra os ambientes de ocorrência da espécie é a expansão imobiliária, causada principalmente pelo turismo nas regiões litorâneas no extremo sul da Bahia (Mattedi, 1999; MMA, 2006; ICMBio, 2014). Os resultados corroboram as informações disponíveis sobre *M. sylvicola* no Livro Vermelho (ICMBio, 2018a), o qual listam a expansão imobiliária e cultivo do eucalipto como as principais ameaças à espécie, pela perda de qualidade e destruição do habitat, e fragmentação da população pelo desmatamento da Mata Atlântica. A maioria dos pontos de ocorrência de *M. sylvicola* está localizada em regiões alteradas, como

pastagens, mosaico agricultura-pastagem e florestas plantadas. Esses resultados, referentes a uma escala de 1km^2 , provavelmente sejam grosseiros para o foco do estudo, já que a espécie ocorre em pequenos riachos, com APP de no máximo 30 metros de largura em cada margem.

Segundo a Portaria ICMBio nº 370/2019 (ICMBio, 2019), a presença de barramentos de rios é uma ameaça à destruição do habitat de *M. sylvicola* e outras espécies de peixes e eglas ameaçados de extinção que ocorrem na Mata Atlântica, devido à interrupção do fluxo hídrico, contribuindo para a formação de processos erosivos (ICMBio, 2014). Os empreendimentos hidrelétricos não correspondem a uma ameaça direta à espécie, visto que a maior concentração de UHEs e PCHs está na região central do recorte, com poucos empreendimentos localizados na região costeira. Contudo, a análise preliminar dos pequenos barramentos na região de Cumuruxatiba (BA) revelou a grande quantidade desse tipo de intervenção hídrica em uma pequena extensão da faixa litorânea. Dos quatro pontos de coleta de *M. sylvicola* analisados, apenas um dos pontos do rio Embaçuaba apresentou barramentos em afluentes localizados à montante do canal principal.

Pequenos barramentos são geralmente adotados para captação de água para agricultura (Burger *et al.*, 2011; Sarmiento-Soares *et al.*, 2019), abastecimento humano (MMA, 2006), e dessedentação de gado (ICMBio, 2014). O Plano de Manejo do PARNA do Descobrimento relata a ocorrência de pequenos barramentos de rios na região, que podem favorecer processos erosivos do solo, causando depósito de sedimentos argilosos e arenosos (ICMBio, 2014). Sarmiento-Soares e Martins-Pinheiro (2009) apontam a construção de barragens e a ocupação imobiliária indiscriminada do litoral como causas do desaparecimento da ictiofauna endêmica dos riachos do extremo sul da Bahia. Burger e colaboradores (2011) também relatam barramentos de rios como uma das ameaças à ictiofauna da região do Recôncavo Baiano, assim como Sarmiento-Soares e Martins-Pinheiro (2017) para a região do norte do Espírito Santo. Apesar de toda a hidrografia ramificada da região costeira não ter sido avaliada quanto ao número de barramentos nos cursos d'água, esses resultados são um indício do grau de ameaça desses tipos de intervenções a espécies com alta exigência ambiental.

Barramentos de pequenos corpos de água de até 200 mil m^3 dispensam a exigência de licenciamento ambiental pela Resolução CEPRAM nº 3.702/2006 (Bahia, 2006), sendo também garantida a dispensa da outorga pelo direito de uso da água para barragens cujo volume seja considerado de pouca expressão (Bahia, 2009). Já a legislação estadual do Espírito Santo exige o licenciamento ambiental simplificado para esse tipo de intervenção, segundo a Instrução Normativa IEMA nº 12/2008 (Espírito Santo, 2008), sendo dispensada a exigência de outorga pelo direito do uso da água para captações em acumulações superficiais

com volume máximo de 10 mil m³ pela Portaria conjunta SEMA/IEMA nº 015-S/2016 (Espírito Santo, 2016). Uma solução para minimizar o impacto dos pequenos barramentos ao longo do curso dos rios seria a exigência da construção de manilhas que possibilitem o escoamento da água, garantindo a manutenção do fluxo fluvial. Porém, a implementação desse tipo de prática pode ser difícil, visto que muitas vezes não há regulamentação e fiscalização desse tipo de intervenção hídrica.

Um exemplo de instrumento legal para a preservação de ambientes aquáticos é a Lei Estadual nº 15.082/2004 (Minas Gerais, 2004), que estabelece os rios de preservação permanente para diferentes trechos de rios e afluentes, proibindo a modificação de leitos e margens e a lavra de recursos minerais. A delimitação de rios de preservação permanente nas regiões de ocorrência da espécie pode ser útil para a proteção de trechos considerados essenciais para a manutenção das populações, assim como para as espécies aquáticas ameaçadas de extinção. Porém, a articulação entre órgãos governamentais e os conflitos de interesses locais podem dificultar a proposição deste tipo de ação.

Assim, para a proposição de ações de conservação, é necessário levar em consideração quais as principais ameaças, as ações já realizadas no âmbito da preservação da espécie e seus ambientes, lacunas de conhecimento, os fatores socioeconômicos e as principais dificuldades de implementação das ações por conflitos de interesse. No presente estudo, foram apontadas oito regiões de risco para a espécie, sendo sugeridas ações de criação de mosaicos de UCs de Proteção Integral nos remanescentes florestais das regiões 1 (Jandaíra, BA) e 8 (Norte do Espírito Santo); ampliação da UC já existente da região 2 (APA Estadual Caminhos da Boa Esperança, Valença, BA); fiscalização do desmatamento da vegetação nativa, principalmente nas regiões 6 (Canavieiras, BA) e 7 (Extremo Sul da Bahia), juntamente com a regulação de pequenos barramentos de rios; e o direcionamento de esforços de coleta para regiões 3, 4 e 5, delimitadas como altamente adequadas à espécie, onde não existem registros conhecidos de *M. sylvicola* até o presente momento.

Essas medidas sugeridas são imprescindíveis para a manutenção dessas subpopulações, assim como de populações de espécies que ocorrem em sintopia à *M. sylvicola*, muitas delas ameaçadas de extinção, principalmente no Norte do ES e Sul da BA, como *Acentronichthys leptos* Eigenmann & Eigenmann, 1889 (categoria EN na lista estadual do Espírito Santo), *Rachoviscus graciliceps* Weitzman & Cruz, 1981 (EN nas listas nacional e estadual da Bahia, e CR na lista estadual do Espírito Santo) e *Ituglanis cahyensis* Sarmento-Soares, Martins-Pinheiro, Aranda & Chamon, 2006 (categoria EN nas listas nacional e estadual da Bahia) (Espírito Santo, 2005; Bahia, 2017; ICMBio, 2018a), sendo estas duas

últimas contempladas também no PAN Peixes e Eglas da Mata Atlântica (ICMBio, 2019). Vale ressaltar que peixes de riachos de pequeno porte, com até 15 cm de comprimento, equivalem a 70% da fauna neotropical (Reis *et al.* 2003; Castro & Polaz, 2020), sendo que 81% das 3.148 espécies de peixes Actinopterygii avaliadas durante a elaboração do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção são de pequeno porte (ICMBio, 2018a; Castro & Polaz, 2020), dentre elas três espécies de Glandulocaudini: *Lophiobrycon weitzmani*, *Glandulocauda caerulea* e *Mimagoniates lateralis*. Castro & Polaz (2020) ressaltam que peixes de pequeno porte, em comparação a peixes de médio e grande porte, com interesse comercial, são negligenciados pela população em geral, incluindo as agências ambientais governamentais. Os autores, ainda, evidenciam que a maioria das UCs não é criada para proteger primordialmente ambientes aquáticos continentais, apesar de os mesmos serem contemplados parcialmente.

Em 2018, o ICMBio instituiu o Plano de Redução de Impacto à Biodiversidade (PRIM), como uma ferramenta de apoio à decisão e gestão ambiental, tendo como objetivo a compatibilização entre a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento de atividades socioeconômicas (ICMBio, 2018b), utilizando a MDE como uma de suas ferramentas de análise. O PRIM irá abordar primeiramente os impactos causados por infraestruturas viárias terrestres, hidrelétricas na região amazônica, mineração e exploração de petróleo e gás em ambiente marinho. Além disso, o PRIM baseia-se em uma complexa metodologia de avaliação e hierarquização de impactos, análise da distribuição potencial de espécies-alvo, influências na paisagem, para elaboração de mapas de sensibilidade da biodiversidade e de exposição aos impactos, para obtenção do mapa de compatibilidade como produto final (ICMBio, 2018b). Um dos impactos não avaliados nesse trabalho, mas objeto de estudo e análise do PRIM, é a exploração de petróleo e gás em ambiente marinho e suas estruturas associadas, como portos e dutos, que irá afetar negativamente a biodiversidade marinha e costeira, como por exemplo, pela destruição de ambientes de espécies de água doce para construção de portos. Nesse sentido, o modelo de adequabilidade de habitat de *M. sylvicola* poderia ser utilizado no PRIM.

Uma ação para a conservação de remanescentes florestais é o Programa REDD+ (Redução de Emissões provenientes de Desmatamento e Degradação florestal), criado em 2015 durante a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UNCCC). O REDD+ é um incentivo para recompensar financeiramente países em desenvolvimento a reduzirem a perda de cobertura florestal e de estoques de carbono (MMA, 2012). O governo brasileiro elaborou, então, o documento Contribuição Nacionalmente Determinada (CND),

que lista ações para atingir as metas de mitigação, adaptações e meios de implementação para a diminuição dos gases do efeito estufa e redução das emissões até 2030. Os principais objetivos do CND são o fortalecimento do cumprimento do Código Florestal, no âmbito federal, estadual e municipal e a restauração de 12 mil ha de florestas. A Amazônia e o Cerrado são os biomas que possuem Planos de Ação em execução, o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) e o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e Queimadas no Bioma Cerrado (PPCerrado) (MMA, 2016), e contam com a parceria do INPE para ações de monitoramento da degradação, através da análise de imagens de sensoriamento remoto, sendo que as informações serão cruzadas com as disponibilizadas pelo sistema do CAR.

Ações voltadas especificamente para a Mata Atlântica estão previstas na Portaria MMA nº 365/2015 (MMA, 2015), sendo implementadas em 2016. A lei da Mata Atlântica (Brasil, 2006) prevê a disponibilização de recursos financeiros provenientes do Fundo de Restauração do Bioma Mata Atlântica para municípios que implantarem o Plano Municipal de Recuperação da Mata Atlântica. Além disso, existem vários projetos para preservação do bioma, desenvolvidos tanto por parcerias entre órgãos governamentais, cooperações internacionais, ou por organizações não governamentais. Como exemplo, existe o projeto vigente “Biodiversidade e Mudanças Climáticas na Mata Atlântica”, uma parceria Brasil-Alemanha para o desenvolvimento sustentável e proteção do clima, financiado pelo FUNBio e coordenado pelo MMA (MMA, 2020). Outro exemplo é o projeto “Conexão Mata Atlântica”, financiado pelo GEF (*Global Environment Facility*), instituído pela Portaria nº 303/2016 (MCTI, 2016), executado pela Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos (Finatec), sendo os órgãos responsáveis o atual Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC), além de órgãos ambientais e de pesquisa dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Em 2017 foi instituído o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa, no Decreto nº 8.972/2017 (Brasil, 2017), sendo um complemento para viabilizar as políticas públicas já existentes (MMA, 2017).

Talvez, um dos maiores desafios para a conservação ambiental no Brasil, e principalmente para a Mata Atlântica, seja a efetivação da fiscalização, realizada pelas polícias ambientais em parceria com os órgãos ambientais, nas três esferas de poder. Na prática, o amplo arcabouço da legislação ambiental brasileira só tem validade e se faz cumprir com ações eficientes de fiscalização.

6. CONCLUSÃO

O modelo de adequabilidade de habitat de *Mimagoniates sylvicola* fez predições congruentes com a distribuição atual conhecida da espécie, que ocorre em drenagens costeiras da Bahia e norte do Espírito Santo, mesmo com o baixo número amostral de pontos de ocorrência e a limitação das camadas ambientais utilizadas. Prospeções de coleta em áreas preditas como adequadas para obtenção de novos pontos de ocorrência, além da adição de camadas ambientais com dados mais recentes, podem auxiliar na melhoria e acurácia para a estimativa de modelos mais realísticos.

A área prevista pela MDE é concordante com estudos biogeográficos para a espécie, e também com a área de distribuição da Mata Atlântica, bioma extensivamente explorado por vários séculos, principalmente na região da costa litorânea. A partir da análise das áreas protegidas por UCs e da legislação ambiental vigente, juntamente com os fatores impactantes aos ambientes e às subpopulações da espécie, foi possível delinear a proposição de ações de conservação, tanto para a espécie-alvo, como também para espécies sintópicas, muitas delas ameaçadas de extinção, em áreas consideradas de maior vulnerabilidade no presente estudo.

A utilização de MDE está sendo aplicada em projetos de conservação, como o PRIM, instituído pelo ICMBio, uma ferramenta de apoio à decisão e gestão ambiental, que irá analisar de uma maneira mais completa e conjunta a influência e hierarquização dos impactos cumulativos na paisagem e na distribuição potencial de espécies ameaçadas de extinção. O modelo de adequabilidade ambiental de *M. sylvicola* poderia ser utilizado no PRIM, na avaliação de impactos antrópicos em regiões litorâneas.

Ademais, foram pontuados ações e programas já existentes, voltados para a recuperação e conservação da espécie, que está inserida no PAN Peixes e Eglas da Mata Atlântica, e de remanescentes florestais da Mata Atlântica, através da análise de imagens de satélites para o monitoramento de desmatamentos e queimadas. Existem diversos incentivos financeiros para ações que favoreçam a preservação dos remanescentes florestais, principalmente de APPs, RL e áreas de uso restrito. Porém, o novo texto do Código Florestal permite que a supressão de áreas de APP, ocorridas até 22 de julho de 2008, fique impune, com a recomposição de faixas bem menores do que as mínimas em corpos de água com até 10m de largura. Além disso, é necessária a constante fiscalização ambiental do desmatamento ilegal dos remanescentes florestais, para que o mínimo, assegurado por lei, seja mantido e preservado.

Portanto, a modelagem de distribuição de espécies pode fornecer informações e servir de exemplo para outros trabalhos comparativos entre espécies ameaçadas de extinção, de modo sinérgico, para a proteção de ambientes com o maior número possível de espécies, a fim de se obter o maior custo-benefício para a utilização de recursos financeiros e humanos destinados à proteção ambiental, levando-se em conta o desenvolvimento socioambiental.

A aplicação da MDE à *M. sylvicola* objetivou investigar a adequabilidade desses modelos com vistas a melhorar o planejamento das ações de conservação para espécies de pequeno porte de peixes, inclusive daquelas ameaçadas de extinção (como algumas das espécies de Glandulocaudini), uma vez que as macro políticas ambientais – regra geral - não oportunizam ações locais de conservação. Conservar e proteger espécies de pequeno porte, que não apresentam qualquer tipo de interesse ou uso direto pelas populações humanas, é um dos desafios postos aos formuladores de políticas públicas ambientais e à biologia da conservação como um todo.

7. REFERÊNCIAS

- Abell, R.; Thieme, M.L.; Revenga, C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Coad, B.; Mandrak, N.; Balderas, S.C.; Bussing, W.; Stiassny, M.L.J.; Skelton, P.; Allen, G.R.; Unmack, P.; Naseka, A.; Ng, R.; Sindorf, N.; Robertson, J.; Armijo, E.; Higgins, J.V.; Heibel, T.J.; Wikramanayake, E.; Olson, D.; López, H.L.; Reis, R.E.; Lundberg, J.G.; Sabaj Pérez, M.H.; Petry, P. 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, 58(5): 403-414.
- Agostinho, A.A.; Pelicice, F.M.; Gomes, L.C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Braz. J. Biol.**, 68(4): 1119-1132.
- Allan, J.D., & Castillo, M.M. 2007. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2nd edition, Dordrecht, Springer.
- Allouche, O.; Tsoar, A.; Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, 43: 1223-1232.
- Almeida, T.M.; Moreau, A.M.S.S.; Moreau, M.S.; Pires, M.M.; Fontes, E.O.; Góes, L.M. 2008. Reorganização socioeconômica no extremo sul da Bahia decorrente da introdução da cultura do eucalipto. **Sociedade & Natureza**, 20 (2): 5-18.
- ANA – Agência Nacional de Águas. 2010. **Bacias Hidrográficas Ottocodificada Nível 1**. Disponível em http://dadosabertos.ana.gov.br/datasets/e4f86bece83c44e28501924a19c5a586_0
- Araújo, M.B. & Williams, P.H.. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. **Biological Conservation**, 96: 331-345.
- Araújo, M.B., & Pearson, R.G.. 2005. Equilibrium of species' distributions with climate. **Ecography**, 28: 693-695.
- Bahia. 2005. Resolução CONERH nº 01, de 16 de março de 2005. Aprovar o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado da Bahia - PERH-BA. **Diário Oficial Estadual**, dia 22 de março de 2005.
- Bahia, 2006. Resolução CEPRAM nº 3.702, de 24 de novembro de 2006. Aprovar a Norma Técnica NT-005/2006 e seus Anexos, que dispõe sobre o licenciamento ambiental de barragem, no estado da Bahia. **Diário Oficial do estado da Bahia**, dia 29 de novembro de 2006.
- Bahia. 2009. Lei Estadual nº 11.612 de 8 de outubro de 2009. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. **Diário Oficial do estado da Bahia**, dia 11 de outubro de 2009.
- Bahia. 2017. Portaria SEMA nº 37 de 15 de agosto de 2017. Torna pública a Lista Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado da Bahia. **Diário Oficial Estadual**. Disponível em

http://www.meioambiente.ba.gov.br/gestor/Consultas/ConsultaPublicacao/publicacaoTexto.php?pub_id=4512

Bean, W.T.; Stafford, R.; Brashares, J.S. 2012. The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. **Ecography**, 35: 250–258.

Bourg, N.A.; McShea, W.J.; Gill, D.E. 2005. Putting a cart before the search: Successful habitat prediction for a rare forest herb. **Ecology**, 86: 2793-2804.

Brasil, 1965. Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, dia 16 de setembro de 1965, Seção 1, Pp. 9.529.

Brasil. 1973. Lei Federal nº 6.001, de 19 de dezembro de 1973. Dispõe sobre o Estatuto do Índio. **Diário Oficial da União**, dia 21 de dezembro de 1973, Seção 1, Pp. 13177.

Brasil, 1988. **Constituição da República federativa do Brasil**, de 5 de outubro de 1988. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm

Brasil, 2000. Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, dia 19 de julho de 2000, Seção 1, Pp. 1.

Brasil, 2003. Decreto Federal nº 4.887, de 20 de novembro de 2003. Regulamenta o procedimento para identificação, reconhecimento, delimitação, demarcação e titulação das terras ocupadas por remanescentes das comunidades dos quilombos de que trata o art. 68 do Ato das Disposições Constitucionais Transitórias. **Diário Oficial da União**, dia 21 de novembro de 2003, Seção 1, Pp. 4.

Brasil, 2006. Lei Federal nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, dia 26 de dezembro de 2006, Seção 1, Pp. 14.

Brasil, 2008. Decreto Federal nº 6.514, de 22 de julho de 2008. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, dia 23 de julho de 2008, Seção 1, Pp. 1.

Brasil, 2012. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Estabelece normas gerais sobre a proteção da vegetação, áreas de Preservação Permanente e as áreas de Reserva Legal; a exploração florestal, o suprimento de matéria-prima florestal, o controle da origem dos produtos florestais e o controle e prevenção dos incêndios florestais, e prevê instrumentos econômicos e financeiros para o alcance de seus objetivos. **Diário Oficial da União**, dia 28 de maio de 2012, Seção 1, Pp. 1.

Brasil, 2017. Decreto nº 8.972, dia 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União**, dia 24 de janeiro de 2017, Seção 1, Pp. 7.

- Burger, R.; Zanata, A.M. & Camelier, P. 2011. Estudo taxonômico da ictiofauna de água doce da bacia do Recôncavo Sul, Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, 11(4): 273-290.
- Cabral, D.C. & Cesco, S. 2008. Notas para uma história da exploração madeireira na Mata Atlântica do sul-sudeste. **Ambiente & Sociedade**, 11(1): 33-48.
- Câmara, I.G. 2003. Brief History of Conservation in the Atlantic Forest. In: Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook**. Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International. Island Press. 408 p.
- Camelier, P., & Zanata, A. M. 2014. Biogeography of freshwater fishes from the Northeastern Mata Atlântica freshwater ecoregion: distribution, endemism, and area relationships. **Neotropical Ichthyology**, 12(4): 683-698.
- Camelier, P.; Menezes, N.A.; Costa-Silva, G.J. & Oliveira, C. 2018. Molecular phylogeny and biogeographic history of the Neotropical tribe Glandulocaudini (Characiformes: Characidae: Stevardiinae). **Neotropical Ichthyology**, 16(1), e170157: 1-12.
- Carnaval, A.C. & Moritz, C. 2008. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, 35, 1187–1201.
- Casatti, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotrop.**, 10 (4): 31-34.
- Castro, R.M.C. & Polaz, C.N.M. 2020. Small-sized fish: the largest and most threatened portion of the megadiverse neotropical freshwater fish fauna. **Biota Neotropica**, 20(1): e20180683, 1-12.
- Colombo, A.F. & Joly, C.A. 2010. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Braz. J. Biol.**, 70 (3): 697-708.
- Coudun, C. & Gégout, J.C. 2007. Quantitative prediction of the distribution and abundance of *Vaccinium myrtillus* with climatic and edaphic factors. **Journal of Vegetation Science**, 18: 517–524
- Dalapicolla, J. 2016. **Tutorial de modelos de distribuição de espécies: guia prático usando o MaxEnt e o ArcGIS 10**. Laboratório de Mastozoologia e Biogeografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. Disponível em: <http://blog.ufes.br/lamab/tutoriais>
- De Marco Jr, P. & Siqueira, M.F. 2009. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista. **Megadiversidade**, 5(1-2): 65-76.
- Domisch, S.; Amatulli, G.; Jetz, W. 2015. Near-global freshwater-specific environmental variables for biodiversity analyses in 1 km resolution. **Nature Scientific Data**, 2: Pp 1-13.
- Elith, J.; Graham, C.H.; Anderson, R.P.; Dudík, M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; Hijmans, R.J.; Huettmann, F.; Leathwick, J.R.; Lehmann, A.; Li, J.; Lohmann, L.G.; Loiselle, B.A.; Manion, G.; Moritz, C.; Nakamura, M.; Nakazawa, Y.; Overton, J.M.M.; Peterson, A.T.;

Phillips, S.J.; Richardson, K.; Scachetti-Pereira, R.; Schapire, R.E.; Soberón, J.; Williams, S.; Wisz, M.S.; Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography** 29: 129-151.

Elith, J. & Leathwick, J.R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, 40: 677-697.

Espírito Santo. 2005. Decreto nº 1499-R. Declara as espécies da Fauna e Flora silvestres ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo. **Diário Oficial Estadual**, 14 de junho de 2005.

Espírito Santo, 2008. Instrução Normativa IEMA nº 12, de 18 de setembro de 2008. Dispõe sobre a classificação de empreendimentos e definição dos procedimentos relacionados ao licenciamento ambiental simplificado. **Diário Oficial Estadual**, dia 18 de setembro de 2008.

Espírito Santo, 2016. Portaria conjunta SEAMA/IEMA nº 015-S, de 07 de dezembro de 2016. Dispõe sobre a dispensa do licenciamento ambiental no âmbito de atuação do IEMA para atividades de impacto ambiental insignificante. **Diário Oficial Estadual**, dia 12 de dezembro de 2016.

Ferreira, F.C. & Petrere Jr., M. 2009. The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic Forest of southeast Brazil. **Hydrobiologia**, 636(1): 11-34.

Ferrier, S., Watson, G.; Pearce, J.; Drielsma. 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. **Biodiversity and Conservation**, 11: 2275-2307.

Fick, S.E. & Hijmans, R.J. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, 37 (12): 4302-4315.

Fielding, A.H. and J.F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, 24: 38-49

Frederico, R.G.; De Marco, P.; Zuanon, J. 2014. Evaluating the use of macroscale variables as proxies for local aquatic variables and to model stream fish distributions. **Freshwater Biology**, 1-12. doi:10.1111/fwb.12432

Fundação SOS Mata Atlântica. 2016. Mapa de remanescentes florestais da Mata Atlântica dos estados da Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Sergipe. Disponível em http://mapas.sosma.org.br/dados/solicitacao_mapas/

Fundação SOS Mata Atlântica & INPE. 2019. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**. Período 2017 – 2018. Relatório técnico. 68 p.

Fundação SOS Mata Atlântica & INPE. 2020. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**. Período 2018 – 2019. Relatório técnico. 61 p.

Guisan, A. & Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, 135: 147-86.

Guisan, A.; Broennimann, O.; Engler, R.; Vust, M.; Yoccoz, N.G.; Lehman, A.; Zimmermann, N.E.. 2006. Using nichebased models to improve the sampling of rare species. **Conservation Biology**, 20: 501-511

Helfman, G.S.; Collette, B.B.; Facey, D.E.; Bowen, B.W. 2009. **The diversity of fishes**. Ed. Wiley-Blackwell. 737p.

Hernandez, P.A.; Graham, C.H.; Master, L.L.; Albert, D.L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography**, 29: 773 -785.

Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. **Quantitative Biology**, 22: 415-427.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2002. **Mapa de clima do Brasil**. Escala 1:5.000.000. Disponível em <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/15817-clima.html?=&t=downloads>

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2006. **Mapa de macrocaracterização de compartimentos de relevo do Brasil**. Escala 1:12.000.000. Disponível em file:///C:/Layers/Geomorfologia_5000mil/macrocaracterizacao_compartimentos_relevo.pdf

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2014. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Descobrimento – Vol. I**. Brasília. 292 p.

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018a. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume IV - Peixes. 1232p. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: ICMBio. Disponível em http://icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol6.pdf

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018b. **Plano de Redução de Impacto à Biodiversidade – PRIM**. 1ª Ed. Brasília, DF: ICMBio/MMA. 62 p.

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2019. Portaria nº 370 de 1º de agosto de 2019. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação de Espécies de Peixes e Eglas Ameaçados de Extinção da Mata Atlântica, contemplando 90 espécies ameaçadas de extinção, estabelecendo seu objetivo geral, objetivos específicos, espécies contempladas, prazo de execução, formas de implementação, supervisão, revisão e institui o Grupo de Assessoramento Técnico. **Diário Oficial da União**, dia 7 de agosto de 2019, Seção 1, Pp. 64.

Kennard, M.J.; Olden, J.D.; Arthington, A.H.; Pusey, B.J.; Poff, N.L. 2007. Multiscale effects of flow regime and habitat and their interaction on fish assemblage structure in eastern Australia. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 64: 1346–1359.

Leathwick, J.R., Rowe, D.; Richardson, J.; Elith, J.; Hastie, T. 2005. Using multivariate adaptive regression splines to predict the distribution of New Zealand's freshwater diadromous fish. **Freshwater Biology**, 50: 2034-2052.

Liu, C.; Berry, P.M.; Dawson, T.P.; Pearson, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. **Ecography**, 28: 385-393.

Liu, C.; White, M.; Newell, G. 2009. Measuring the accuracy of species distribution models: a review. In: **18th World IMACS/MODSIM Congress**, pp. 4241–4247. Cairns, Qld, Australia.

Liu, C.; White, M.; Newell, G. 2011. Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence-absence data. **Ecography**, 34: 232–243.

Lowe McConnell, R.H. 1999. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A.A.; Cunningham, P.T.M. São Paulo, Edusp, 534 p.

Projeto MapBiomias. 2019. Coleção 4.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 11 de março de 2020 através do link: <https://mapbiomas.org/download>

Mattedi, M.R.M. 1999. Planejamento e gestão do turismo e do meio ambiente na Bahia. **Gestão & Planejamento**, 1(1): 1-21.

McGarvey, D.J.; Menon, M.; Woods, T.; Tassone, S.; Reese, J.; Vergamini, M; Kellogg, E. 2018. **Ecography**, 41: 695–712.

MCTI – Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. 2016. Portaria nº 303, de 6 de abril de 2016. o Comitê de Coordenação Institucional (CCI) do Projeto GEF Mata Atlântica, que atuará como sua instância deliberativa, referente ao Extrato de Acordo de Cooperação Técnica e Convênio de Financiamento Não Reembolsável. **Diário Oficial da União**, dia 7 de abril de 2016, Seção 1, Pp. 24.

Menezes, N.A. & Lima, F.C.T. 2008. *Mimagoniates sylvicola* Menezes & Weitzman 1990. IN: Machado, A. B. M; Drummond, G. M. & Paglia, A. P. (eds) **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1.ed. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas. Pp. 80-81

Menezes, N.A.; Ribeiro, A.C.; Weitzman, S.H. & Torres, R.A. 2008. Biogeography of Glandulocaudinae (Teleostei: Characiformes: Characidae) revisited: phylogenetic patterns, historical geology and genetic connectivity. **Zootaxa** 1726: 33–48.

Menezes, N.A. & Weitzman, S.H. 2009. Systematics of the Neotropical fish subfamily Glandulocaudinae (Teleostei: Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, 7(3): 295-370

Metzger, J.P. 2010. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, 8 (1): 1-5.

Minas Gerais. 2004. Lei Estadual nº 15.082, de 27 de abril de 2004. Dispõe sobre rios de preservação permanente e dá outras providências. **Diário do Executivo**, dia 28 de abril de 2004.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2000. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Conservation International do Brasil • Fundação SOS Mata Atlântica • Fundação Biodiversitas Instituto de Pesquisas Ecológicas - Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo SEMAD / Instituto Estadual de Florestas-MG. Brasília: MMA/ SBF. 40p.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2006. **Caderno da região hidrográfica Atlântico Leste**. Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília, 160 p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2007. Portaria nº 9 de 23 de janeiro de 2007. Reconhece as áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade, para efeito da formulação e implementação de políticas públicas, programas, projetos e atividades sob a responsabilidade do Governo Federal. **Diário Oficial da União**, 24 de janeiro de 2007, nº17, Seção 1, p. 55.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2012. **Florestas tropicais, mitigação e adaptação às mudanças climáticas**. Nota Informativa nº 01. MMA: Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. 4 p. Disponível em <http://redd.mma.gov.br/images/publicacoes/reddnotainformativa-01-florestasmitigacaoadaptacao.pdf>

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2014. Portaria nº 43, de 31 de janeiro de 2014. Institui o Programa Nacional de Conservação das Espécies Ameaçadas de Extinção - Pró-Espécies, com o objetivo de adotar ações de prevenção, conservação, manejo e gestão, com vistas a minimizar as ameaças e o risco de extinção de espécies. **Diário Oficial da União**, dia 5 de fevereiro de 2014, Seção 1, nº 25, Pp. 53.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2015. Portaria nº 365, de 27 de novembro de 2015. Institui o Programa de Monitoramento Ambiental dos Biomas Brasileiros. **Diário Oficial da União**, dia 30 de novembro de 2015, Seção 1, Pp. 114.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2016. **ENREDD+. Estratégia Nacional para Redução das Emissões Provenientes do Desmatamento e da Degradação Florestal, Conservação dos Estoques de Carbono Florestal, Manejo Sustentável de Florestas e Aumento de Estoques de Carbono Florestal**. Brasília: MMA. Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. 45 p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2017. PLANAVEG. **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Brasília: MMA. 76 p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente 2018. Portaria nº 463, de 18 de dezembro de 2018. Estabelece a atualização das Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade. **Diário Oficial da União**, nº 243, 19 de dezembro de 2018, Seção 1, p. 160.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2020. Projeto Biodiversidade e Mudanças Climáticas na Mata Atlântica [citado 29 junho 2020]. Disponível em https://www.mma.gov.br/biomas/mata-atl%C3%A2ntica_emdesenvolvimento/projeto-biodiversidade-e-mudan%C3%A7as-clim%C3%A1ticas-na-mata-atl%C3%A2ntica.html

Morrison, M.L., Marcot, B.G. & Mannan, R.W. 1992. **Wildlife Habitat Relationships. Concepts and Applications**. Madison, WI, USA: University Wisconsin Press: 341 pp.

Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853-858.

Oberdorff, T.; Pont, D.; Hugueny, B.; Chessel, D. 2001 A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental. **Freshwater Biology**, 46: 399–415.

Pearce, J. & Lindenmayer, D.B. 1998. Bioclimatic analysis to enhance reintroduction biology of the endangered helmeted honeyeater (*Lichenostomus melanops cassidix*) in southeastern Australia. **Restoration Ecology**, 6: 238-243.

Pearson, R.G., Dawson, T.P.; Liu, C. 2004. Modelling species distributions in Britain: A hierarchical integration of climate and land-cover data. **Ecography**, 27: 285-298.

Pearson, R.G.; Raxworthy, C.J.; Nakamura, M.; Peterson, A.T. 2007. Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, 34: 102- 117.

Pearson, R.G. 2010. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *Lessons in Conservation*, 3, 54-89.

Peterson, A.T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. **The Condor**, 103(3): 599-605.

Peterson, A.T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. **Bioinformatics**, 3: 59-72.

Phillips, S.J.; Anderson, R.P.; Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, 190: 231-259.

Phillips, S.J.; Dudík, M.; Schapire, R.E., 2011, **Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.3.3k)**, Disponível em: https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/

QGIS Development Team. 2020. **Sistema de Informações Geográficas do QGIS**. Projeto Código Aberto Geospatial Foundation. <http://qgis.osgeo.org>

Santos, A.C.A.; Silva, A.T.; Zanata, A.M.; Chamon, C.C.; Pavanelli, C.S.; Oliveira, C.A.M.; Vieira, F.; Carvalho, F.R.; Langeani, F.; Ingenito, L.F.S.; Sarmiento-Soares, L.M.; Duboc, L.F.; Brito, M.F.G.; Britto, M.R.; Albornoz, P.C.L.; Cardoso, P.C.A.; Castro, R.M.C.; Martins Pinheiro, R.F.; Lima S.M.Q. & Ramos, T.P.A. 2018. *Mimagoniates sylvicola* Menezes & Weitzman, 1990. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio

(Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes**. Brasília: ICMBio.

Reis, R.E.; Kullander S.O. & Ferraris-Jr, C.J. (eds). **Check List of Freshwater Fishes of South and Central America**. Edipucrs, Porto Alegre, 729p.

Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2006. *Mimagoniates sylvicola* (Characidae: Glandulocaudinae): espécie ameaçada de extinção em riachos litorâneos do extremo sul da Bahia, Brasil. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, 83: 3-4.

Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2009. Diversidade e endemismo de peixes de riacho no extremo sul da Bahia. **Boletim SBI**, 97: 10-12.

Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2010. A Microbacia de Cumuruxatiba, BA. **Boletim SBI**, 99: 9-12.

Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2013. A fauna de peixes na REBIO Córrego Grande e seu entorno direto, Espírito Santo, Brasil. **Bol. Mus. Biol. Mello Leitão**, 31: 25-57.

Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2017. Unidades de Conservação e a água: a situação das áreas protegidas de Mata Atlântica do norte do Espírito Santo – sudeste do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 7(1): 69-87.

Sarmiento-Soares, L.M.; Martins-Pinheiro, R.F.; Prata, J. 2019. Rios da mata de tabuleiro no extremo sul da Bahia conservam quatro espécies de peixes de riacho ameaçadas. **Boletim SBI**, 130: 19-43.

SFB – Serviço Florestal Brasileiro. 2018. **Cadastro Ambiental Rural: Boletim Informativo. Edição especial de 4 anos do CAR. Dados declarados até 29 de maio de 2018**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 47 p.

SFB – Serviço Florestal Brasileiro. 2019. **Cadastro Ambiental Rural: Boletim Informativo. Dados até 30 de novembro de 2019**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 38 p.

SFB – Serviço Florestal Brasileiro. 2020. **Cadastro Ambiental Rural: Boletim Informativo. Dados até 31 de janeiro de 2020**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 58 p.

Shcheglovitova, M. & Anderson, R.P. 2013. Estimating optimal complexity for ecological niche models: a jackknife approach for species with small sample sizes. **Ecological Modelling**, 269: 9-17.

Silvermann, B.W. 1986. **Density estimation for statistics and data analysis**. Monographs on Statistics and Applied Probability, vol. 26, Chapman & Hall. 176p.

Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology letters**, 10(12): 1115-1123.

Soberón, J.M. & Peterson, A.T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, 2: 1-10.

Thomaz, A.T. & Knowles, L.L. 2018. Flowing into the unknown: inferred paleodrainages for studying the ichthyofauna of Brazilian coastal rivers. **Neotropical Ichthyology**, 16(3): e180019, Pp. 1-13.

Godoy, C. 2012. MP-SP alerta para perdas ambientais com aprovação do novo Código Florestal. In: Souza, G.; Jucá, K.; Wathely, M. **Código Florestal e a ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber: sumários executivos de estudos científicos sobre impactos do projeto de código florestal**. Comitê Brasil. Brasília-DF, 116 p.

Varjabedian, R. 2010. Atlantic Rainforest Law: Environmental Regression. **Estudos Avançados**, 24 (68): 147 -160.

Ward, J.V. 1989. The four dimensional natures of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, 8: 2-8.

Wisz, M.S.; Hijmans, R.J.; Li, J.; Peterson, A.T.; Graham, C.H.; Guisan, A. & NCEAS Predicting species distributions working group. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. **Diversity and Distributions**, 14: 763-773.

CONCLUSÃO FINAL

O presente estudo apresentou parte da história natural de um grupo monofilético, com o intuito de obter informações a respeito da alimentação, reprodução, comportamento e ocupação de habitat, de maneira sistematizada. Foram feitas inferências sobre as características biológicas do ancestral comum mais recente das espécies de Glandulocaudini, e sobre os possíveis habitat onde o grupo evoluiu. O trabalho apresentou uma análise comparativa das características biológicas de nove espécies de Glandulocaudini estudadas (*Lophiobrycon* sp. nov., *L. weitzmani*, *Glandulocauda melanopleura*, *G. caerulea*, *Mimagoniates microlepis*, *M. lateralis*, *M. sylvicola*, *M. rheocharis* e *M. inequalis*) e uma espécie do grupo-externo, *Pseudocorynopoma heterandria*. Foram analisadas as características sobre alimentação, reprodução, comportamento e ocupação de habitat. Quase todas as espécies apresentaram indícios de atividade reprodutiva, tanto pela presença de indivíduos sexualmente maduros quanto por comportamentos de corte observados, o que indica que esse comportamento estivesse presente no ancestral comum mais recente de Glandulocaudini. Todas as espécies apresentaram dieta do tipo insetívora, com predominância de itens de origem alóctone, evidenciando a importância da vegetação ripária nesses ambientes.

Também foram estimadas as condições ancestrais das características que apresentaram sinal filogenético, como fecundidade absoluta média e diâmetro dos ovócitos maduros. Houve a tendência de diminuição da fecundidade nos ancestrais estimados, assim como no diâmetro do ovócito maduro. Esse estudo permite inferir que o ancestral comum das espécies dos Glandulocaudini era inseminador, com fecundidade absoluta mais elevada do que as atuais espécies, diâmetro maior do ovócito maduro, que ocupava ambientes de remansos em riachos florestados, sujeitos a flutuações ambientais, que possivelmente permitiram a evolução dos complexos comportamentos de cortes e da inseminação no grupo, para possível recomposição dos estoques populacionais.

Além disso, o estudo de caso sobre adequabilidade de habitat de *M. sylvicola* nas regiões das bacias litorâneas do Atlântico Leste corroborou a distribuição atual e pretérita inferida para a espécie, que esteve associada a ambientes quentes, e com alta pluviosidade, e presença de cobertura vegetal da Mata Atlântica. As ações de conservação da espécie sugeridas, alinhadas com as ações já elaboradas para a espécie e seus habitat, evidenciam a importância da preservação dos ambientes da Mata Atlântica, não só para a espécie em questão, mas para as

espécies sintópicas, muitas delas também ameaçadas de extinção. Esse estudo pode ser transposto para todas as outras espécies de Glandulocaudini ameaçadas de extinção, e ser realizado alinhando-se o maior número de espécies presentes em uma determinada região, a fim de se maximizar os esforços de conservação e financeiros para a conservação do maior número de espécies locais.

Portanto, são necessárias observações adicionais em diferentes períodos do ano para verificar se existem diferenças comportamentais sazonais, além de novos locais de coleta, para verificar se há diferenças espaciais na ocupação do habitat, pelos diferentes grupos etários (adultos e juvenis). Este trabalho encoraja fortemente o estudo e a obtenção de informações sobre características ambientais e biologia básica de peixes neotropicais de riachos, para o melhor entendimento da ecologia dessas espécies, que poderão ser utilizadas para conservação e para difusão do conhecimento a comunidades locais, como elemento fundamental da educação ambiental.